

Université de la Réunion

## Habilitation à diriger des recherches

Discipline : Génie informatique, Automatique et Traitement du signal

Spécialité : Intelligence artificielle

## REPRÉSENTATION DES CONNAISSANCES POUR LA DÉCISION ET POUR L'ACTION

FRANÇOIS GUERRIN

UR 875 Biométrie et Intelligence artificielle, Inra, Toulouse

UR 78 Risque environnemental lié au recyclage, Cirad, Saint-Denis, La Réunion

Soutenue le 5 octobre 2007 devant le jury composé de :

Marie-Odile Cordier, Professeur, Université de Rennes I et Irisa (rapporteur)

Rémy Courdier, Maître de Conférences HDR, Université de la Réunion (directeur)

Patrick Hervé, Professeur, Université de la Réunion (président du jury)

Bernard Hubert, Directeur de recherches Inra et directeur d'études EHES (rapporteur)

Jean-Pierre Müller, chercheur en Informatique HDR, Cirad (rapporteur)

Claudia Pahl-Wostl, Professeur, Université d'Osnabrück (rapporteur)



# Remerciements

Je tiens à remercier tous les collègues, notamment ceux de l'Inra et du Cirad, avec qui j'ai eu le plaisir de travailler au cours de la longue période retracée dans ce mémoire.

Tout d'abord merci à Roger Martin-Clouaire et Jean-Pierre Rellier, Robert Faivre et Jacques Badia, qui m'ont peu à peu intronisé dans le monde de l'IA et de la Biométrie lequel, en 1986, m'était encore bien mystérieux. Merci aussi à Monique Fallières et Maïthé Filippi.

Je remercie très chaleureusement Louise Travé-Massuyès et les collègues du groupe de recherche MQ&D qu'elle animait alors, avec qui j'aurai passé, de réunions en *workshops*, de comités de thèse en séminaire de rédaction de notre fameux « bouquin », de très conviviales et stimulantes années. Je pense en particulier à Lydie Leyval, Jacky Montmain, Pierre Fouché, Philippe Dague, Nuria Piera, et d'autres, dont la fréquentation intellectuelle a largement contribué aux travaux exposés dans la première partie de ce mémoire. Je pense aussi à Peter Struss, Waldir Roque et Paulo Salles.

Pour ne s'être jamais départis de leur confiance et m'avoir prodigué sans défaillance leurs encouragements pour les projets que je conduis au Cirad à La Réunion, je tiens à saluer très cordialement mes deux chefs successifs du département BIA (devenu MIA) de l'Inra, Elisabeth de Turkheim et Bruno Goffinet. Pour l'accueil chaleureux que j'ai reçu au Cirad et leur sympathie, ces remerciements valent également pour Emmanuel Torquebiau, Patrick Caron et Jean-Pascal Pichot. Merci également à mon honorable correspondant de l'Inra, Fred Garcia, pour me permettre de conserver un lien naturel avec le département MIA depuis quelques années.

Je remercie ensuite mes amis et collègues Jean-Marie Paillat et Rémy Courdier, dalons de la première heure à la Réunion, avec lesquels j'ai vécu la belle aventure de l'ATP 99/60 qui se poursuit encore, et l'enthousiasme de la création de nos emblématiques modèles Magma et Biomas. Merci également aux partenaires de choc de cette ATP, qui m'auront fait passer, aussi, les très belles et fructueuses années décrites dans la deuxième partie du mémoire : Christine Aubry (papesse du « modèle d'action »), Christophe Le Page, Stefano Farolfi, Philippe Leterme, ainsi que Jean-Philippe Steyer, collègue des années MQ&D évoquées ci-dessus, avec qui je collabore encore aujourd'hui.

Merci également à mon autre dalon, Jean-Michel Médoc, compagnon de route post-ATP, et à mes plus récents collègues de l'UPR 78, particulièrement Hervé Saint-Macary et Emmanuel Doelsch qui, malgré son éloignement disciplinaire, a lu avec attention une première version de ce mémoire et m'a fait l'amitié de sa critique. Merci aussi à Josie Carpanin et Nadège Nanguet.

Merci aux thésards que j'ai eu la chance de co-encadrer (et à leurs autres co-encadrants dont certains déjà cités) : Laurent Ayrolles (avec R. Faivre et José Aguilar-Martin), Arnaud Hélias (avec J.-P. Steyer), J.-M. Médoc (avec J.-M. Paillat et P. Leterme), Jonathan Vayssières (avec Philippe Lecomte et François Bocquier). Leurs contributions aux travaux présentés dans ce mémoire et la part du mérite qui lui sera attribué sont, évidemment, très

importantes. Merci également aux stagiaires, VATs, CDD, postdocs, que j'ai encadrés, tous cités dans ce rapport, dont les contributions ont toutes été fort estimables.

Merci aux rapporteurs qui me font l'honneur de juger ce travail : Marie-Odile Cordier, Bernard Hubert, Claudia Pahl-Wostl et Jean-Pierre Müller (ex-maeviste). Mentions spéciales à Rémy Courdier, pour son parrainage, et à Patrick Hervé, juge-arbitre « naïf » de mon sujet de recherche comme il s'est lui-même défini, mais dont je sais la sagacité. Merci aussi à Antoine Collignan, pour son opiniâtreté à me faire passer à l'acte de soutenir mon HDR.

Pour leur aura intellectuelle et l'originalité de leurs idées, en leur disant que j'aurais été très honorés qu'ils fussent, eux aussi, les rapporteurs du travail présenté dans ce mémoire, je salue ici deux grands chercheurs qui constituent pour moi des références : Jean-Marie Attonaty (apôtre des premiers systèmes experts d'Avignon jusqu'aux systèmes multi-agents) et François Papy (du concept de « modèle d'action » à celui de « territoire d'action »).

A tous ceux que j'ai cités et à tous ceux que j'ai oubliés (espérant toutefois qu'ils ne m'en voudront pas) : « *Mi aim' zot tout !* ».

# Résumé

L'objectif principal de mes travaux de recherche, réalisés pour la plupart en collaboration multi-disciplinaire, est de construire des modèles permettant d'aider à « mieux comprendre pour mieux gérer » divers systèmes dynamiques complexes : bioprocédés, écosystèmes, systèmes de production agricoles,... Mon approche consiste à représenter la connaissance d'experts (biologistes, écologues, agronomes,...) sous la forme de modèles de simulation en concevant des cadres de représentation (conceptuels et formels) adaptés à la nature incomplète et hétérogène (quantitative/qualitative, continue/discrète,...) de cette connaissance.

Par des méthodes inspirées du Raisonnement qualitatif développées à l'Inra (Toulouse) de 1987 à 1997 j'ai ainsi conçu plusieurs modèles ou logiciels permettant : l'interprétation de données hétérogènes (numériques, symboliques) ; l'analyse de processus évoluant à différentes échelles de temps ; la simulation du fonctionnement de frayères à Saumon.

La modélisation par Systèmes dynamiques hybrides que je développe au Cirad (La Réunion) depuis fin 1997 m'a permis de concevoir des modèles pour représenter conjointement les pratiques et les flux de biomasse dans les systèmes de production agricoles. Ces modèles, faisant appel à différentes méthodes de modélisation (dynamique des systèmes, systèmes multi-agents, automates temporisés), permettent notamment de raisonner différents cas de gestion des effluents d'élevage au niveau de l'exploitation et du territoire. L'utilisation de certains de ces modèles en situation d'aide à la décision avec des acteurs agricoles a fait l'objet de quelques essais.

Mon projet de recherche actuel vise à étendre et généraliser ces travaux afin de développer :

1. une méthodologie pour modéliser tout type de systèmes de production agricoles à différents niveaux d'organisation (exploitation, chaîne logistique, territoire) et les évaluer, à différentes échelles, vis-à-vis des critères du développement durable ;
2. un cadre générique de modélisation de l'action (« planifiée » ou « située ») pour représenter le fonctionnement de ces systèmes, considérés sous l'angle de l'interaction entre processus biophysiques et activités humaines.



# Table des matières

<b>1</b>	<b>Introduction</b>	<b>11</b>
1.1	Itinéraire personnel . . . . .	11
1.1.1	Modélisation qualitative de processus incomplètement connus (Inra, Toulouse, 1987-1997) . . . . .	11
1.1.2	Modélisation intégrée de systèmes de production agricoles (Cirad, La Réunion, 1997-2007) . . . . .	12
1.2	Présentation du mémoire . . . . .	12
<b>2</b>	<b>Problématique, orientations et questions de recherche</b>	<b>17</b>
2.1	Problématique générale . . . . .	17
2.1.1	Un enjeu : « mieux comprendre pour mieux gérer » . . . . .	17
2.1.2	Des systèmes complexes et de grande taille . . . . .	18
2.1.3	Une connaissance incomplète et hétérogène . . . . .	19
2.2	Orientations de recherche . . . . .	20
2.2.1	Des modèles d'intégration des connaissances . . . . .	20
2.2.2	Des modèles d'aide aux processus de décision . . . . .	21
2.2.3	Des modèles d'interprétation du réel par simulation . . . . .	23
2.2.4	Des modèles validés par l'usage . . . . .	24
2.2.5	Une approche multi-modèles . . . . .	26
2.3	Questions de recherche . . . . .	27
2.3.1	Représenter les connaissances . . . . .	27
2.3.2	Utiliser des modèles en aide à la décision . . . . .	29
<b>3</b>	<b>Modélisation qualitative de processus incomplètement connus</b>	<b>31</b>
3.1	Système d'interprétation de mesures et observations (SIMAO) . . . . .	31
3.1.1	Genèse de SIMAO . . . . .	31
3.1.2	Représentation des connaissances dans SIMAO . . . . .	32
3.1.3	Simulation avec SIMAO . . . . .	32
3.1.4	Autres développements réalisés autour de SIMAO . . . . .	33
3.1.5	Comparaison de SIMAO avec d'autres approches . . . . .	34
3.1.6	Bilan de l'approche SIMAO . . . . .	35
3.2	Algèbre dualiste pour l'analyse qualitative (DUAL) . . . . .	36
3.2.1	Genèse de DUAL . . . . .	36
3.2.2	Représentation des connaissances dans DUAL . . . . .	36
3.2.3	Comparaison de DUAL avec d'autres approches . . . . .	37
3.2.4	Bilan de l'approche DUAL . . . . .	37
3.3	Abstraction temporelle et interprétation de processus à dynamiques multiples (PARADISE) . . . . .	38

3.3.1	Genèse de PARADISE . . . . .	38
3.3.2	Représentation des connaissances dans PARADISE . . . . .	38
3.3.3	Simulation avec PARADISE . . . . .	39
3.3.4	Comparaison de PARADISE avec d'autres approches . . . . .	40
3.3.5	Bilan de l'approche PARADISE . . . . .	40
3.4	Modélisation qualitative de frayère à Saumon (MQF) . . . . .	41
3.4.1	Genèse de MQF . . . . .	41
3.4.2	Représentation des connaissances dans MQF . . . . .	42
3.4.3	Simulation avec MQF . . . . .	43
3.4.4	Autres développements réalisés autour de MQF . . . . .	43
3.4.5	Comparaison de MQF avec d'autres approches . . . . .	44
3.4.6	Bilan de l'approche MQF . . . . .	45
3.5	Combinaison des approches quantitative et qualitative . . . . .	46
3.5.1	Esquisse d'une problématique . . . . .	46
3.5.2	Traduction numérique-symbolique . . . . .	47
3.5.3	Intégration fonctionnelle de modèles quantitatifs et qualitatifs . . . .	48
<b>4</b>	<b>Modélisation intégrée de systèmes de production agricoles</b>	<b>51</b>
4.1	Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité – Gestion des effluents d'élevage à la Réunion (ATP 99/60) . . . . .	51
4.1.1	Genèse de l'ATP 99/60 . . . . .	51
4.1.2	Représentation des connaissances de gestion de flux . . . . .	52
4.1.3	Simulation avec un modèle de gestion de flux : MAGMA . . . . .	53
4.1.4	Autres développements réalisés dans l'ATP 99/60 . . . . .	55
4.1.5	Comparaison des travaux de l'ATP 99/60 avec d'autres approches . . . .	56
4.1.6	Bilan de l'ATP 99/60 . . . . .	59
4.2	Simulation de réseaux de flux par automates temporisés et <i>model-checking</i> (AT&MC) . . . . .	61
4.2.1	Genèse de l'approche AT&MC . . . . .	61
4.2.2	Représentation des connaissances par automates temporisés . . . . .	61
4.2.3	Simulation par AT&MC . . . . .	63
4.2.4	Comparaison d'AT&MC avec d'autres approches. . . . .	63
4.2.5	Bilan de l'approche AT&MC . . . . .	64
4.3	Modélisation intégrée des pratiques et des flux dans les exploitations d'élevage bovin-lait (GAMEDE) . . . . .	64
4.3.1	Genèse de GAMEDE . . . . .	64
4.3.2	Représentation des connaissances dans GAMEDE . . . . .	66
4.3.3	Comparaison de GAMEDE avec d'autres approches . . . . .	67
4.3.4	Bilan du projet GAMEDE . . . . .	68
4.4	Modélisation de l'action au niveau opérationnel (ACTSIM) . . . . .	69
4.4.1	Genèse d'ACTSIM . . . . .	69
4.4.2	Représentation des connaissances dans ACTSIM . . . . .	69
4.4.3	Simulation avec ACTSIM . . . . .	70
4.4.4	Comparaison d'ACTSIM avec d'autres approches . . . . .	71
4.4.5	Bilan d'ACTSIM . . . . .	72
4.5	Elaboration de stratégies de gestion de flux à l'échelle de territoires . . . .	73
4.5.1	Gestion collective des lisiers de porcs de la localité de Grand Ilet (PVGI) . . . . .	73



4.5.2	Gestion individuelle et collective d'effluents d'élevage au Petit Tampon-Grand Tampon (PT-GT) . . . . .	76
4.6	Acquis et problèmes de modélisation intégrée de systèmes de production agricoles . . . . .	77
4.6.1	La démarche « Mafate » . . . . .	77
4.6.2	Un cadre conceptuel de modélisation des systèmes de production agricoles . . . . .	78
4.6.3	Une évolution conceptuelle de l'action planifiée à l'action située . . .	80
4.6.4	Le problème de l'évaluation des stratégies de gestion . . . . .	82
4.6.5	Le problème de l'utilisation de modèles en aide à la décision . . . . .	84
<b>5</b>	<b>Projet de recherche</b>	<b>87</b>
5.1	Effet des facteurs de changement sur les systèmes de production agricoles .	87
5.1.1	L'enjeu du développement durable . . . . .	87
5.1.2	L'exemple de la filière lait à la Réunion . . . . .	88
5.1.3	Echelle de représentation d'un système de production . . . . .	89
5.1.4	Application à la modélisation d'organisations collectives . . . . .	90
5.2	Modélisation de l'activité centrée sur l'action . . . . .	93
5.2.1	L'enjeu de la modélisation de systèmes d'activités au niveau opérationnel . . . . .	93
5.2.2	Echelle de représentation de l'action . . . . .	94
5.2.3	Coordination de l'action . . . . .	96
5.2.4	Formalisation et simulation de l'action . . . . .	96
<b>6</b>	<b>Activités liées à la recherche</b>	<b>99</b>
6.1	Encadrement . . . . .	99
6.1.1	Encadrement de doctorants . . . . .	99
6.1.2	Encadrement de stagiaires (DEA, DESS, écoles d'ingénieurs) . . . .	100
6.1.3	Encadrement d'ingénieurs ou de post-doctorants . . . . .	102
6.2	Appui à des travaux . . . . .	102
6.2.1	Appui à des travaux de thèse ou postdoc . . . . .	102
6.2.2	Appui à des travaux d'études et de recherche (maîtrise) . . . . .	103
6.3	Enseignement . . . . .	104
6.3.1	Enseignement dans un cadre universitaire . . . . .	104
6.3.2	Enseignement à des écoles chercheurs . . . . .	104
6.4	Animation scientifique . . . . .	105
6.4.1	Animation d'équipes de recherche . . . . .	105
6.4.2	Contrats de recherche obtenus . . . . .	106
6.4.3	Organisation de séminaires . . . . .	107
6.4.4	Séminaires et conférences invités . . . . .	107
6.4.5	Membre de conseil scientifique . . . . .	108
6.4.6	Participation à des groupes de recherche transversaux . . . . .	108
6.5	Evaluation de travaux . . . . .	109
6.5.1	Révision d'articles soumis à des revues internationales . . . . .	109
6.5.2	Révision d'articles soumis à des conférences internationales . . . . .	109
6.5.3	Participation à des jurys de thèse . . . . .	110
6.5.4	Participation à des jurys de recrutement . . . . .	110
6.5.5	Expertise de projets de recherche . . . . .	110

<b>Bibliographie</b>	<b>113</b>
<b>A Curriculum vitae</b>	<b>127</b>
<b>B Réalisations logicielles</b>	<b>129</b>
<b>C Liste des publications</b>	<b>131</b>
C.1 Ouvrages . . . . .	131
C.2 Chapitres d'ouvrages . . . . .	131
C.3 Revues à comité de lecture . . . . .	132
C.4 Revues sans comité de lecture . . . . .	134
C.5 Conférences à comité de lecture . . . . .	135
C.6 Autres conférences avec actes . . . . .	139
C.7 Rapports techniques, mémoires . . . . .	140
<b>D Sélection de publications</b>	<b>143</b>
D.1 Système d'interprétation de mesures et observations (cf. SIMAO, §3.1) . . .	145
D.2 Abstraction temporelle et interprétation de processus à dynamiques multiples (cf. PARADISE, §3.3) . . . . .	147
D.3 Modélisation qualitative de frayère à Saumon (cf. MQF, §3.4) . . . . .	149
D.4 Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité – Gestion des effluents d'élevage à la Réunion (cf. ATP 99/60, §4.1) . . . . .	151
D.5 Simulation de réseaux de flux par automates temporisés et <i>model-checking</i> (cf. AT&MC, §4.2) . . . . .	153
D.6 Modélisation de l'action au niveau opérationnel (cf. ACTSiM, §4.4) . . . . .	155

# Chapitre 1

## Introduction

### 1.1 Itinéraire personnel

#### 1.1.1 Modélisation qualitative de processus incomplètement connus (Inra, Toulouse, 1987-1997)

Après un parcours de recherche et développement en hydrobiologie sur le thème du lagunage naturel et de l'aquaculture pendant près de dix ans<sup>1</sup>, j'ai évolué à partir de 1986 vers l'intelligence artificielle et la modélisation qualitative, puis, quantitative.

A l'issue d'un congé sans solde que j'avais consacré à me former à l'informatique (1986-1987), j'ai ainsi demandé à être affecté au laboratoire d'Intelligence artificielle (IA) de l'Inra à Toulouse, dont la création venait d'être décidée à la suite du succès remporté par les systèmes experts de diagnostic en pathologie végétale (SEPV) développés par l'institut. Ce laboratoire fusionnera en 1993 avec le laboratoire de Biométrie auquel il était associé, pour donner la station, puis l'unité, de Biométrie et Intelligence artificielle (BIA).

Au sein de ce laboratoire, puis de cette unité, j'ai développé pendant dix ans (1987-1997) un travail de recherche dans le domaine du Raisonnement qualitatif, branche de l'IA qui vise à modéliser la connaissance (incomplète, incertaine ou imprécise) et les modes de raisonnement que les spécialistes d'un domaine utilisent, en pratique, pour résoudre des problèmes d'ingénierie. Mon objectif était donc de représenter les connaissances que les chercheurs thématiques de l'Inra (biologistes, écologues, agronomes,...) ont sur les systèmes qu'ils étudient (procédés, écosystèmes, systèmes de production,...) pour réaliser des simulations permettant de tester, *in fine*, des alternatives de gestion de ces systèmes.

Ces travaux m'ont permis de développer une compétence méthodologique en Raisonnement qualitatif, d'abord au sein de l'équipe « IA » de cette unité, animée par Roger Martin-Clouaire, puis dans l'équipe « Modélisation des grands systèmes biologiques », animée par Robert Faivre, que j'ai rejointe en 1995. Parallèlement, j'ai participé activement, dès son origine, au groupe de recherche « Modélisation qualitative et décision » (MQ&D), animé par Louise Travé-Massuyès (Laas-CNRS, Toulouse) et Philippe Dague (Université Paris-XIII), qui a rassemblé pendant dix ans (1987-1997) l'ensemble de la communauté scientifique française du Raisonnement qualitatif. Cette participation s'est concrétisée, notamment, par la production d'un ouvrage de référence dont j'ai été co-éditeur (Travé-Massuyès et al., 1997a).

---

<sup>1</sup>Parcours réalisé au sein de quatre organismes (cf. CV annexe A) : CTGREF, Montpellier (1976-1977) ; Agence de Bassin Adour-Garonne, Toulouse (1980-1981) ; Cemagref, Montpellier (1981-1984) ; Inra, Kourou (1984-1986).

### 1.1.2 Modélisation intégrée de systèmes de production agricoles (Cirad, La Réunion, 1997-2007)

Mû par un souhait de mobilité, j'ai pris contact en 1997 avec le Cirad à la Réunion. Dans le cadre d'un projet d'aide à la gestion des effluents d'élevage, dont l'animateur était Jean-Marie Paillat (agronome, alors au département Tera du Cirad), j'ai proposé une opération de recherche conjointement validée par la direction scientifique du Cirad et le département de Biométrie et Intelligence artificielle de l'Inra (Guerrin, 1997). L'objectif de cette opération était la modélisation des flux de matières organiques à différents niveaux d'organisation.

Depuis octobre 1997, j'exerce donc mon activité au Cirad à la Réunion (Station de La Bretagne, Saint-Denis). D'abord membre de l'équipe « Gestion des déchets organiques » (Gdor)<sup>2</sup>, dont j'ai assuré l'animation de 2000 à 2004 après le départ de J.-M. Paillat<sup>3</sup>, je suis depuis janvier 2005 dans l'unité propre de recherche « Risque environnemental lié au recyclage » (UPR 78), dont la direction est assurée par Hervé Saint Macary.

La problématique que je traite, conjointement avec J.-M. Paillat et notre collègue Jean-Michel Médoc<sup>4</sup>, concerne la gestion des flux de biomasse dans les systèmes de production agricoles considérés à deux niveaux d'organisation : l'exploitation agricole (gestion individuelle) et les ensembles organisés d'exploitations (gestion collective). Mon activité principale consiste à développer des modèles de simulation de ces systèmes et, en appui à J.-M. Médoc dont c'est le sujet de thèse, à les utiliser pour élaborer des stratégies de gestion en interaction avec des acteurs agricoles.

Les travaux réalisés jusqu'à présent ont principalement concerné la gestion des effluents d'élevage, qui posent des problèmes cruciaux dans le contexte insulaire de la Réunion. Le projet fondateur fut l'action thématique programmée du Cirad « Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité – Gestion des effluents d'élevage à la Réunion » (ATP 99/60), que j'ai initiée et animée avec J.-M. Paillat de 1999 à 2002. Dans ce cadre, nous avons développé plusieurs modèles mathématiques ou informatiques permettant de simuler une grande diversité de cas relatifs à la gestion des effluents.

Mes activités, depuis, sont en continuité de la dynamique lancée par cette ATP, notamment, par le biais du co-encadrement de trois thèses : modélisation hybride de réseaux de flux (thèse d'A. Hélias, 2001-2003), utilisation de modèles pour l'aide à la gestion des acteurs agricoles (thèse de J.-M. Médoc, 2004-2007), modélisation de flux de biomasse au niveau de l'exploitation agricole (thèse de Jonathan Vayssières, 2005-2007) et, plus récemment, en développant un cadre de modélisation de l'action à vocation générique.

## 1.2 Présentation du mémoire

Le chapitre 2 présente ma problématique générale de recherche (§2.1), mes orientations (§2.2) et les questions abordées dans mes travaux (§2.3) au cours de ces vingt dernières années<sup>5</sup> et qui se poursuivent aujourd'hui.

Ma démarche est essentiellement ascendante : partant de problèmes spécifiques posés par des chercheurs thématiques, je m'efforce de concevoir des modèles adaptés, puis de les

---

<sup>2</sup> Equipe rattachée au pôle « Agriculture durable, environnement et forêt » (Padef) du Cirad à la Réunion.

<sup>3</sup> Mis à disposition de l'Inra, UMR Sol-Agronomie-Spatialisation (Rennes), en 2000.

<sup>4</sup> Recruté au Cirad en 2002, spécialisé dans la gestion des déchets, et dont je co-encadre le travail de thèse.

<sup>5</sup> Mes travaux en hydrobiologie et aquaculture antérieurs à 1987 ne sont pas décrits dans ce mémoire. Les publications correspondantes figurent cependant dans la liste exhaustive donnée en annexe C.

généraliser pour les rendre applicables à une classe plus large de systèmes. Cette approche suppose de bien comprendre les systèmes étudiés pour pouvoir collaborer efficacement, à la fois, avec les porteurs du problème et les spécialistes de l'informatique, de l'automatique, ou de l'IA, capables de m'aider au plan méthodologique pour le traiter. Ma formation initiale en biologie/écologie et mes compétences progressivement acquises en modélisation mathématique ou informatique m'aident à jouer ce rôle d'interface entre disciplines éloignées sur le plan académique.

Mon objectif principal est de construire des modèles permettant d'aider à « mieux comprendre pour mieux gérer » divers systèmes : procédé, écosystème, système de production,... (§2.1.1). Ces systèmes complexes sont caractérisés par un nombre important de variables, souvent difficiles ou impossibles à mesurer, et dont les lois de fonctionnement ne sont pas connues (§2.1.2). Cette méconnaissance, à la fois paramétrique (les valeurs de certains paramètres sont inconnues) et fonctionnelle (la forme exacte des relations entre variables n'est pas connue), rend généralement impossible le recours à la modélisation classique. La voie de recherche suivie consiste à représenter la connaissance d'experts (des chercheurs thématiciens) sous la forme de modèles de simulation, en concevant des cadres de formalisation adaptés à la nature incomplète et hétérogène (quantitative/qualitative, continue/discrete,...) de cette connaissance (§2.1.3).

Les principales orientations prises dans mes recherches sont donc de :

- modéliser la connaissance quantitative *et* qualitative qu'ont les experts sur les systèmes à gérer (§2.2.1) ;
- prendre comme perspective opérationnelle des modèles ainsi construits l'aide aux processus de décision des gestionnaires (§2.2.2) ;
- simuler ces modèles pour tester, évaluer, et concevoir par itérations successives des alternatives de gestion aux niveaux stratégique ou opérationnel en prenant en compte, autant que possible, le risque et l'aléa (§2.2.3) ;
- découpler simulation et décision : les modèles sont conçus comme outils d'apprentissage, non comme pourvoyeurs de solutions imposées aux décideurs (§2.2.4) ;
- utiliser de façon coordonnée plusieurs modèles spécialisés pour traiter de cas d'application réels complexes, plutôt que de coupler de multiples modèles partiels (§2.2.5).

Les questions de recherche traitées peuvent être regroupées en deux ensembles d'inégale importance, le second n'ayant été abordé que récemment :

1. trouver les structures de représentation adaptées permettant d'opérationnaliser la connaissance disponible (§2.3.1) : le modèle est ici la fin principalement poursuivie ;
2. trouver les moyens d'aider à gérer un système réel (§2.3.2) : l'utilité du modèle comme outil (de prévision, décision, ou action) pour les gestionnaires est, dans ce cas, la fin poursuivie.

Pour répondre à la première question, j'ai successivement mis en oeuvre deux approches de modélisation : l'une, basée sur le Raisonnement qualitatif, l'autre, sur les Systèmes dynamiques hybrides<sup>6</sup>.

Les systèmes modélisés par la première approche, développée à l'Inra de 1987 à 1997 (cf. §1.1.1), systèmes écologiques (étang, rivière à salmonidés) ou bioprocédé (fermentation), ont été essentiellement décrits par des processus de nature biophysique. L'activité humaine n'apparaît dans ces modèles que comme un ensemble de contraintes ou de forçages extérieurs. Les connaissances disponibles sur ces systèmes, affectées à la fois par une incertitude paramétrique et fonctionnelle, sont très largement qualitatives. Le chapitre 3 décrit les résultats obtenus par cette première approche :

---

<sup>6</sup>Systèmes dynamiques décrits, à la fois, par des variables à domaines de valeurs continus et discrets.

- interprétation de données hétérogènes (numériques, symboliques) à l'aide d'algèbres qualitatives (cf. SIMAO, §3.1 ; DUAL, §3.2) ;
- analyse qualitative de processus évoluant à différentes échelles de temps (cf. PARADISE, §3.3) ;
- simulation qualitative du fonctionnement de frayères à Saumon (cf. MQF, §3.4).

Résultant d'une réflexion critique sur les limites de la modélisation qualitative vis-à-vis des besoins d'aide à la gestion, un programme de recherche visant à intégrer ou à coupler des représentations quantitatives et qualitatives est présenté comme perspective à la fin du chapitre (§3.5).

L'approche de modélisation par Systèmes dynamiques hybrides, que je développe au Cirad depuis fin 1997 (cf. §1.1.2), concerne les systèmes de production mixtes agriculture-élevage considérés aux niveaux de l'exploitation ou du territoire. A l'inverse de l'approche précédente, l'activité humaine est explicitement représentée dans ces modèles et en constitue même l'essence (les processus biophysiques n'y sont représentés qu'en simplifiant des modèles préexistants). Si l'incertitude fonctionnelle demeure, l'incertitude paramétrique est, dans ces systèmes conçus par l'homme, évidemment bien moindre. Le chapitre 4 décrit les résultats obtenus par cette seconde approche :

- modèles de flux, basés sur l'analyse des pratiques des acteurs, permettant de raisonner différents cas de gestion des effluents d'élevage (§4.1) : dans l'exploitation agricole (modèle agrégé MAGMA), entre exploitations distinctes (modèle multi-agents BIOMAS), pour l'approvisionnement d'unités collectives de traitement (modèle agrégé APPROZUT) ;
- simulation de réseaux de flux par automates temporisés et *model-checking* (cf. AT&MC, §4.2) ;
- représentation conjointe des pratiques agricoles et des flux de biomasse au sein d'une exploitation d'élevage (cf. GAMEDE, §4.3) ;
- développement d'un cadre de modélisation de l'action à vocation générique (cf. ACT-SIM, §4.4) ;
- premiers essais d'utilisation de modèles en situation d'aide à la décision « réelle » (cf. PVGI et PT-GT, §4.5).

Ce chapitre se clôt (§4.6) par l'examen des principaux acquis :

- une démarche générique de modélisation et analyse de flux à l'échelle d'exploitations agricoles et de territoires (cf. MAFATE, §4.6.1) ;
- un cadre conceptuel de modélisation de systèmes de production agricoles (§4.6.2) ;
- la relativisation de la notion de « plan » et l'intérêt porté à la théorie de l'action « située » (§4.6.3) ;

et des problèmes encore non résolus à ce jour :

- l'évaluation des stratégies de gestion simulées (§4.6.4) ;
- l'utilisation de modèles en situation d'aide à la décision (§4.6.5).

Malgré des objectifs relativement similaires, il y a une différence de « posture » entre les deux approches présentées dans les chapitres 3 et 4 : alors que j'étais nettement orienté « ingénierie » à l'Inra à Toulouse, j'ai progressivement évolué, depuis mon arrivée au Cirad à la Réunion, vers le "*soft systems thinking*" conceptualisé par Checkland (1993)<sup>7</sup>. Ma mobilité institutionnelle, qui m'a amené à fréquenter plus assidûment des agronomes « système » et des modélisateurs multi-agents, proches du terrain et des acteurs, que des

---

<sup>7</sup>Là où l'ingénierie classique (*hard systems thinking*) cherche des solutions techniques pour résoudre des problèmes clairement identifiés, la *soft systems methodology*, inspirée de la recherche action, vise à susciter un processus d'apprentissage entre acteurs de terrain et chercheurs conjointement impliqués dans des situations complexes vécues comme problématiques.

automaticiens ou des chercheurs en intelligence artificielle, comme c'était le cas auparavant, explique en grande partie cela.

Le chapitre 5 présente mon projet de recherche pour les cinq prochaines années. Celui-ci s'inscrit dans la continuité de mes activités actuelles puisqu'il s'agit de parvenir, à terme, à :

1. une méthodologie permettant de modéliser tout type de systèmes de production agricoles à différents niveaux d'organisation (exploitation, chaîne logistique, territoire) et d'en évaluer les impacts à différentes échelles en termes de développement durable (§5.1) ;
2. un cadre générique de modélisation de l'action permettant de représenter le fonctionnement de ces systèmes, considérés sous l'angle de l'interaction entre processus biophysiques et activités humaines (§5.2).

Enfin, le chapitre 6 fait l'inventaire de différentes activités liées à mes travaux de recherche : encadrement de doctorants, stagiaires, ingénieurs ou postdocs (§6.1) ; participation à des comités de thèse ou appui, plus ou moins formel, apporté à des thésards, stagiaires ou postdoc (§6.2) ; enseignement dans un cadre universitaire ou à des écoles chercheurs (§6.3) ; animation scientifique (§6.4) ; évaluation de travaux dans le cadre de comités de lecture, jurys de thèse ou de recrutement, ou l'expertise de projets (§6.5).

Les annexes qui figurent à la fin du document contiennent : mon CV (annexe A), la liste de mes réalisations logicielles (annexe B), la liste exhaustive de mes publications (annexe C), et une sélection d'articles illustrant mes travaux (annexe D).





## Chapitre 2

# Problématique, orientations et questions de recherche

### 2.1 Problématique générale

#### 2.1.1 Un enjeu : « mieux comprendre pour mieux gérer »

Une demande importante est apparue au cours des années 1980 émanant de chercheurs et de gestionnaires concernés par l'environnement<sup>1</sup>. Leur principale préoccupation était de prédire, expliquer, et évaluer l'impact des activités humaines (aménagements, modes d'exploitation, mise en oeuvre de politiques publiques, etc.) sur différents systèmes exploités (écosystèmes, procédés biotechnologiques, exploitations agricoles, territoires...) et leur environnement (Schmidt-Lainé et Pavé, 2002). Avec l'extension des capacités de traitement de l'information (systèmes experts, programmation logique, langages orientés objet...), des performances des ordinateurs, et la vogue des logiciels de « XAO » à cette époque (conception, enseignement, gestion de production,... « assistés par ordinateur »), le recours à la modélisation et à la simulation informatique fut, très naturellement, envisagé. Les attentes exprimées vis-à-vis des modèles étaient de deux ordres :

1. aider à mieux comprendre le fonctionnement global de ces systèmes ;
2. aider à mieux les gérer aux niveaux opérationnel ou stratégique.

Ces deux aspects, encore d'actualité (Schmidt-Lainé et Pavé, 2002), paraissent découler logiquement l'un de l'autre : on gère mieux si l'on comprend mieux. Ils n'ont cependant pas le même poids. Si un modèle a souvent l'ambition de servir un objectif de compréhension (quoique à des degrés très divers selon les disciplines ; cf. Nouvel, 2002), l'objectif d'aide à la gestion impose un ensemble de contraintes additionnelles qui pèsent de façon déterminante sur sa conception :

- ce qu'il s'agit de mieux comprendre, c'est l'interaction entre les composantes biophysique et humaine du système, l'une étant à la fois le support et le produit de l'autre<sup>2</sup> ;
- ceux qu'il s'agit d'aider, ce sont des gestionnaires humains, pour superviser<sup>3</sup> ou conce-

---

<sup>1</sup>Cette demande s'est singulièrement accrue avec l'accent mis sur le concept de « développement durable » à la fin des années 1990 (Boiffin et al., 2004).

<sup>2</sup>Ce qui permet de qualifier ces systèmes d'anthropisés (anthroposystèmes), où les composantes « naturelles » et humaines sont indissociablement liées.

<sup>3</sup>La « supervision », ou pilotage de haut niveau de procédés complexes, est effectuée dans l'industrie par des opérateurs humains qualifiés dont les tâches sont, par exemple, l'interprétation de mesures, l'évaluation de situation, la détection et le diagnostic de dysfonctionnements.

voir<sup>4</sup> des stratégies de gestion du système.

Il s'ensuit des conséquences importantes sur la délimitation du système à modéliser et la somme des connaissances à mobiliser pour y parvenir. Il est nécessaire, en effet, de se placer à une échelle d'observation d'étendue suffisamment large, pour appréhender l'interaction entre composantes biophysique et humaine, et de granularité suffisamment fine, pour servir les besoins des gestionnaires<sup>5</sup>.

### 2.1.2 Des systèmes complexes et de grande taille

L'objectif de gestion impose donc de considérer des systèmes de grande taille. Or, la modélisation de tels systèmes est confrontée à la difficulté du nombre important de variables distinctes mises en jeu, caractérisant des processus de différentes natures (physique, chimique, biologique, ou sociale), dont les relations ne sont connues que de façon incomplète, incertaine, et imprécise.

Prenons, par exemple, la gestion des populations de salmonidés migrateurs. Une fois mis en évidence le colmatage des frayères et les crues des rivières comme principaux facteurs influençant la mortalité des stades embryo-larvaires des poissons, la seule réglementation de la pêche apparaît vite insuffisante. Pour agir, aussi, sur le taux de recrutement de la population, il convient, alors, d'intégrer dans la démarche de gestion la protection des zones de frayères et, donc, l'ensemble des facteurs, naturels et anthropiques, affectant leur bassin versant, notamment ceux contribuant à l'érosion des sols (Prouzet et al., 1996).

Par opposition aux systèmes dits « simples » traités par la physique classique<sup>6</sup> ou la statistique<sup>7</sup>, un tel système peut être qualifié de « complexe », au sens qu'en donnent O'Neill et al. (1986) :

- ils est composé d'entités distinctes en nombre « intermédiaire » (plusieurs dizaines ou centaines) ;
- ces entités sont fortement connectées selon des relations également distinctes et, de ce fait, souvent mal connues ;
- on ne peut donc le décrire qu'avec un nombre élevé de variables et de relations (souvent plusieurs milliers) ;
- il est décomposable en de nombreux sous-systèmes en interaction ;
- on peut déterminer une hiérarchie de niveaux d'organisation ;
- en réponse aux entrées auxquelles il est soumis, son comportement est fortement non-linéaire.

Pour aider à traiter la complexité de tels systèmes et répondre aux besoins d'une gestion elle-même complexe, il ne fait de doute aujourd'hui pour (presque plus) personne, parmi les scientifiques et les gestionnaires (pas seulement dans l'industrie), qu'une approche de modélisation est nécessaire (Schmidt-Lainé et Pavé, 2002). La liste, non exhaustive, des arguments favorables à cette approche est déjà longue (on en trouvera d'autres, variables selon les disciplines, dans Nouvel, 2002) :

---

<sup>4</sup>Définir un cahier des charges, puis, générer, tester et choisir des alternatives.

<sup>5</sup>Selon Moisdon (1997), gérer c'est : prévoir, décider, contrôler.

<sup>6</sup>Systèmes composés d'un petit nombre d'entités distinctes entretenant un nombre limité de relations en général assez bien connues. On peut les décrire par un nombre de variables et d'interactions relativement faibles (souvent  $< 10$ ). C'est le cas de nombreux systèmes de la physique classique : pendule, chute d'un corps, etc. Au pire ils peuvent être compliqués mais ils ne sont pas complexes.

<sup>7</sup>Systèmes composés d'un nombre d'entités très élevé (plusieurs milliers ou millions) mais que l'on peut, par effet de nombre, considérer comme très ressemblantes. Ils sont accessibles à l'analyse statistique et l'on peut les décrire globalement par un petit nombre de variables. C'est le cas par exemple des populations d'individus, de molécules, etc.

- elle constitue l’essence même de l’activité scientifique, qu’elle soit « fondamentale » ou « appliquée »<sup>8</sup> ;
- elle permet de réaliser des expérimentations virtuelles sur des systèmes pour lesquels l’expérimentation réelle est impossible ou trop coûteuse<sup>9</sup> ;
- elle permet d’intégrer des connaissances diverses, d’en vérifier la complétude et la consistance, de les opérationnaliser et de les capitaliser en vue de réutilisation ultérieure<sup>10</sup> ;
- elle permet de pallier les limites cognitives humaines pour inférer toutes les conséquences d’hypothèses (choix d’actions, etc.), tâche d’autant plus difficile que la taille et la complexité des systèmes sont grandes.

Cependant, la pertinence de l’utilisation de modèles par les gestionnaires en situation réelle fait parfois l’objet de doutes et de critiques non dénués de fondement (McCown, 2002a) :

- manque de crédibilité des modèles, notamment parce que leur validation est difficile sur des systèmes complexes ;
- crainte de court-circuitage du décideur ;
- lourdeur d’utilisation comme instrument de gestion quotidienne.

Les caractéristiques des modèles à concevoir doivent donc, conjointement, aider à maîtriser la complexité des systèmes auxquels on s’intéresse tout en tenant compte des besoins de gestion de ces systèmes. Or, les besoins des gestionnaires sont, de prime abord, nombreux et mal formalisés :

- les problèmes de gestion eux-mêmes sont difficiles à identifier et à structurer ;
- les décisions à prendre sont complexes : nombreux critères de choix, difficulté à concevoir l’ensemble des actions possibles et leurs conséquences ;
- les résultats de l’action sont incertains et comportent un risque mal évalué.

Au-delà de la taille et de la complexité des systèmes, le flou des besoins de gestion s’explique également par un autre constat : la connaissance est incomplète et celle qui est disponible n’est pas utilisée au mieux du fait, notamment, de sa grande hétérogénéité.

### 2.1.3 Une connaissance incomplète et hétérogène

Pour reprendre l’exemple précédent de la gestion « intégrée » des populations de salmonidés, les connaissances à prendre en compte sont réparties, de par la taille et la complexité du système bassin versant à considérer, entre des domaines aussi divers que la géographie physique et humaine, la climatologie, la géochimie, les sciences du sol, l’hydrologie terrestre et fluviale, l’écologie forestière, l’agronomie, l’hydrobiologie, la sociologie ou l’anthropologie... qui dépassent largement le seul cadre de la dynamique des populations, classiquement utilisé dans la gestion des pêcheries.

Chaque discipline ou chaque type de savoir<sup>11</sup> se caractérisant par des points de vue différents et des conventions propres (méthodes d’acquisition et de représentation), la connaissance disponible sur un tel système se compose généralement de données et de modèles très

---

<sup>8</sup> « Dans les sciences fondamentales, le modèle était central parce qu’il permettait de comprendre quelque chose ; dans les sciences pratiques, le modèle est toujours central, mais c’est (...) parce qu’il permet d’agir. » (Nouvel, 2002).

<sup>9</sup> Selon Legay (1997), la modélisation est l’outil de la méthode expérimentale appliquée aux systèmes complexes.

<sup>10</sup> Pour Schmidt-Lainé et Pavé (2002), la modélisation devient un moyen de synthèse, un trait d’union, entre diverses disciplines scientifiques.

<sup>11</sup> Au-delà des connaissances scientifiques, il est aussi nécessaire, notamment pour représenter l’activité humaine, de prendre en compte les nombreux savoirs pratiques construits dans l’action (Darré, 1999).

divers :

- Données :
  - numériques (mesures, normes, etc.), exprimées sous forme de nombres réels ou d'intervalles ;
  - symboliques (descripteurs linguistiques).
- Modèles :
  - formels, numériques (équations différentielles ou algébriques,...) ou symboliques (règles Si-Alors), décrivant des aspects statiques ou dynamiques du système considéré ;
  - informels (représentations « conceptuelles » sous forme de textes, diagrammes, graphes d'influences, etc.).

Cette connaissance hétérogène (données et modèles) est, de plus, très généralement :

- incomplète : certains éléments du système réel (objets, relations, processus, valeurs) ne sont pas connus ;
- imprécise : les données sont entachées d'erreur, de bruit ou d'aléas ; les modèles sont approximatifs ;
- incertaine : la correspondance entre connaissance et réalité n'est pas garantie.

Ces caractéristiques (hétérogénéité, incomplétude, imprécision, incertitude) se retrouvent dans les connaissances mobilisées dans l'évaluation de situations<sup>0</sup> communément pratiquée par les scientifiques ou les ingénieurs. Celle-ci consiste à inférer l'état actuel ou les tendances d'évolution d'un système (écosystème, procédé,...) à partir de mesures (valeurs numériques issues de capteurs ou d'analyses d'échantillons) et d'observations (expressions symboliques en langage naturel ou codes conventionnels). C'est le cas également pour évaluer l'impact des activités humaines sur le fonctionnement d'un système et son environnement (par exemple, une exploitation agricole). La construction de modèles visant cet objectif suppose, notamment, de représenter les interactions entre des flux « agissables », générés par l'activité humaine, et des flux « biophysiques », dépendant principalement de causes naturelles. Alors que les premiers, généralement appréhendés par le biais d'enquêtes ou de normes techniques, sont évalués de façon grossière (par exemple, pour un ensemble d'exploitations de même type), les seconds sont souvent connus de façon relativement fine mais par le biais d'expérimentations de portée très réduite (par exemple, une micro-parcelle, une plante ou une colonne de sol). S'il arrive qu'une partie de la connaissance sur certains processus biophysiques soit disponible sous la forme de modèles numériques (mécanistes ou empiriques), c'est rarement le cas de celle concernant les pratiques des acteurs, généralement décrite de façon conceptuelle et qualitative.

La principale question posée est alors de trouver un moyen d'utiliser au mieux tous ces types de connaissance pour servir les besoins de gestion.

## 2.2 Orientations de recherche

### 2.2.1 Des modèles d'intégration des connaissances

La taille des systèmes à modéliser et l'hétérogénéité des connaissances disponibles amènent donc à considérer des processus de différentes natures. Or, certains de ces processus peuvent être modélisés à l'aide de formalismes particulièrement adaptés à leur nature (équations différentielles pour les flux biophysiques, systèmes à base de règles pour les processus de raisonnement, systèmes à événements discrets pour représenter l'action,...). Certains modèles spécialisés, issus de recherches disciplinaires, peuvent parfois constituer une part appréciable de la connaissance disponible sur le système étudié ; c'est souvent le

cas de processus biophysiques étudiés par les agronomes ou les écologues. La question est alors de savoir comment tirer parti de ces modèles partiels pour concevoir un modèle global capable de répondre aux questions posées par les besoins de compréhension et de gestion (Schmidt-Lainé et Pavé, 2002). Pour répondre à cette question, nous avons envisagé deux solutions :

- effectuer le couplage logiciel de ces modèles partiels ;
- convertir ces modèles et les intégrer, avec d’autres connaissances, dans un cadre conceptuel et logiciel commun.

La première option privilégie une vision structurelle : le modèle à construire est vu comme un assemblage de sous-systèmes. Elle a l’avantage de permettre le choix des formalismes les mieux adaptés à la représentation de chacun d’eux et de faciliter la réutilisation de modèles préexistants. Après quelques essais, assez concluants techniquement mais jugés peu satisfaisants pratiquement (cf. couplages CBS-MQF, §3.4.4 ; MAGMA-MOBE5, MAGMAS, §4.1.2), nous avons progressivement écarté cette option. Le couplage de modèles hétérogènes pose, en effet, de nombreux problèmes conceptuels (inhomogénéité des variables, des échelles de temps, des modes de représentation...) et techniques (interconnexion logicielle, paramétrage, vitesse d’exécution, interprétation des simulations,...) dont la résolution nécessite de nouvelles conceptualisations. Cependant, le développement en cours du système MIMOSA (Müller et al., 2005), à la fois environnement de modélisation de haut niveau et plate-forme de couplage de modèles, précisément conçu pour résoudre ces problèmes, viendra peut-être modifier cette position.

Nous avons donc privilégié la seconde option, qui met en avant une vision fonctionnelle : le modèle à construire est vu comme un moyen d’intégration des connaissances relatives à un système pour la résolution d’un problème donné. L’hétérogénéité de ces connaissances, variant du numérique au symbolique, du précis à l’imprécis, et du continu au discret, ne peut pas être ignorée. Des structures de représentation adaptées doivent donc être conçues si l’on veut prendre en compte les diverses composantes de ces systèmes pour les simuler et répondre aux besoins de gestion (Rykiel, 1989). Ces besoins portant sur le tout plutôt que sur ses parties, il est nécessaire de sacrifier la précision, illusoire à cette échelle, au réalisme et à la pertinence (Puccia et Levins, 1985). L’idée est qu’il vaut mieux reformuler les connaissances représentées par les modèles numériques dont on peut disposer, en les simplifiant et en les généralisant, afin de pouvoir les utiliser conjointement avec les connaissances imprécises dont on dispose sur d’autres composantes. Il s’agit donc, d’une certaine façon, d’homogénéiser des connaissances hétérogènes en les « qualitativant » dans un cadre de représentation homogène. Dans cette optique, les approches basées sur le Raisonnement qualitatif (chap. 3) et les Systèmes dynamiques hybrides (chap. 4) que j’ai utilisées ont tout leur intérêt.

La conception ou l’adaptation de structures de « représentation des connaissances » ou, dit autrement, de modèles<sup>12</sup>, a donc constitué la part prépondérante de mon travail de recherche.

## 2.2.2 Des modèles d’aide aux processus de décision

Malgré le flou inévitable des besoins de gestion lorsqu’il s’agit de systèmes complexes, l’activité fondamentale du gestionnaire peut être décrite à l’aide de la boucle classique d’interaction Homme-Système. Bien que cette décomposition, correspondant à une vue

---

<sup>12</sup> Au sens où j’entends le terme « modèle », très similaire à la définition en 5 points du concept de *Knowledge Representation* donnée par Davis et al. (1993) : substitut du réel, ontologie, schéma de rationalité, cadre computationnel, et langage de communication.

« cognitiviste » dérivée de la cybernétique (Dupuy, 1999), soit contestable (Clancey, 1997; Berthoz, 2003)<sup>13</sup>, elle est pratique pour identifier la place des modèles dans les activités de gestion des systèmes auxquels je m'intéresse.

Cette boucle comporte 4 étapes :

1. acquisition d'information sur le système (« perception »);
2. synthèse de l'information (« interprétation »);
3. choix d'actions à entreprendre (« décision »);
4. action sur le système (« action »).

La nature du dispositif d'acquisition d'information varie entre deux extrêmes selon le niveau d'instrumentation du système considéré : capteurs automatisés et observation humaine. Or, les grands systèmes sont difficilement instrumentables : il n'existe pas de capteurs permettant de mesurer toutes les variables auxquelles on s'intéresse. L'acquisition de données est donc, pour une large part, réalisée par le biais d'opérateurs humains : mesures pratiquées *in situ* ou *ex situ* (analyse d'échantillons prélevés), observations directes, enquêtes auprès d'acteurs du système. Dans tous les cas, cette information est incomplète, imprécise et hétérogène, tout comme la connaissance du système qui en est, en partie, issue.

Exception faite de quelques processus contrôlés automatiquement, le dispositif d'action est, aussi, constitué essentiellement d'acteurs humains pouvant souvent être considérés comme partie inhérente au système lui-même (opérateur de procédé, agriculteur).

L'étape de choix est généralement le fait du gestionnaire dans son rôle de décideur. Cette étape a, longtemps, seule fait l'objet de l'« aide à la décision » conçue comme un calcul du meilleur choix possible (cf. la théorie de la décision individuelle basée sur l'optimisation de critères; Kast, 1993). Or, l'hypothèse de « rationalité procédurale », proposée par Herbert Simon<sup>14</sup>, permet de considérer la décision comme un processus comportant plusieurs étapes :

- *intelligence* (poser le problème de décision à traiter),
- *design* (recenser les alternatives possibles et en évaluer les conséquences),
- *choice* (choisir l'alternative jugée satisfaisante au regard d'un ou plusieurs critères),
- *review* (revenir, éventuellement, à la définition du problème à traiter).

Mais l'esprit humain, selon Simon (2004), est incapable d'optimiser, ni même de considérer toutes les alternatives possibles et les évaluer, du fait de ses limitations cognitives. Selon cette hypothèse de « rationalité limitée », le problème de décision ne se pose donc plus en terme de choix de « la » meilleure décision possible au regard d'un critère unique (maximiser une utilité), mais d'« une » décision acceptable ("*satisficing*") au regard de différents critères (Pomerol, 2002; Simon, 2004).

Ces hypothèses majeures, basées sur l'observation approfondie d'organisations humaines (c'est à dire, en définitive, de *systèmes d'action*, cf. Crozier et Friedberg, 1977), ont permis de renouveler le concept de rationalité appliquée à la prise de décision : est considérée rationnelle, non plus la décision permettant d'atteindre le seul objectif de maximisation d'une utilité (rationalité substantielle), mais celle issue d'un tel processus. Ce faisant, le point focal de l'aide à la décision s'est déplacé de l'étape de choix (parmi des alternatives générées préalablement) vers celle que j'ai dénommée ci-dessus « synthèse » (rassembler en un tout cohérent des éléments de connaissance et d'information épars) ou « interprétation » (donner une signification à des observations complexes). La place dévolue au(x)

<sup>13</sup>Pour le neurophysiologiste Alain Berthoz, en effet, ces « étapes » ne sont pas découplées : la perception est décision et celle-ci est simulation de l'action.

<sup>14</sup>Voir l'intéressante analyse de l'apport de H. Simon aux sciences de gestion par Pomerol (2002).

modèle(s) pour aider les gestionnaires est donc d'interpréter le comportement du système réel à la lumière de l'information acquise et de la connaissance construite par cette boucle d'interaction. Cette interprétation consiste à inférer, *selon le point de vue exprimé par le modèle*, les conséquences de ce que l'on sait (ou de ce que l'on suppose) pour générer et évaluer des alternatives envisageables pour l'action<sup>15</sup>.

C'est cette fonction d'interprétation (ou, plus modestement, d'aide à l'interprétation) qui a été dévolue aux modèles que j'ai conçus.

### 2.2.3 Des modèles d'interprétation du réel par simulation

Comme déjà évoqué (§2.1.1), les deux grands types d'activités de gestion que j'ai pris en compte sont la supervision de système et la conception de stratégies de gestion.

La supervision consiste à réaliser des tâches de contrôle de « haut niveau »<sup>16</sup> opérationnel telles que : suivre l'évolution du système (surveillance), déterminer son état courant et ses conséquences (évaluation de situation), anticiper les changements à venir (prédiction), détecter d'éventuels dysfonctionnements (détection de fautes), identifier les causes permettant d'expliquer ces dysfonctionnements (diagnostic), concevoir et décider la mise en oeuvre d'actions (pilotage). La conception de stratégies de gestion consiste à définir la configuration (paramètres structurels) et l'ensemble des principes d'action (règles de gestion) permettant de gérer le système dans différentes situations plus ou moins prévisibles. L'ensemble de ces tâches nécessite de donner un sens aux données et observations en termes de possibilités d'actions (interprétation).

Si la finalité ultime des modèles, en tant qu'outils d'interprétation, est bien d'aider aux processus de décision de gestionnaires humains, il ne s'agit pas pour autant de représenter le processus décisionnel lui-même, ni les processus cognitifs à l'oeuvre chez les individus qui y participent (Clancey, 2002). Les objets modélisés sont, soit, les tâches de supervision du système (une approche étant de représenter le raisonnement d'experts), soit, tout ou partie de ce système incluant ses composantes biophysiques et humaines pertinentes. Ainsi, les modèles qualitatifs IDEA et XYLILOG (§3.1) prétendent aider à la supervision, respectivement, d'un écosystème et d'un bioprocédé, en simulant le raisonnement d'experts interprétant un ensemble de mesures et d'observations pour en tirer des conséquences en termes d'évaluation de situation et de prédiction d'état. Les modèles de gestion d'effluents d'élevage, MAGMA, APPROZUT et BIOMAS (§4.1.2), prétendent aider à évaluer les pratiques d'acteurs sur les performances d'un système de production agricole et à concevoir de nouvelles stratégies pour les améliorer.

Dans tous les cas, se pose la question du type de modèle à développer :

- modèle de simulation, permettant d'évaluer les conséquences de choix (réels ou hypothétiques) au regard de critères définis selon les objectifs de gestion ;
- modèle d'optimisation, permettant de déterminer le meilleur choix possible au regard d'un objectif d'optimalité fixé *a priori*, compte tenu de contraintes (réelles ou hypothétiques) imposées au système.

Dans le premier cas, l'utilisateur du modèle teste et évalue les conséquences possibles de choix qu'il a lui-même élaborés. Il s'agit de répondre à des questions de type *What if ?* : étant donnée une configuration de paramètres d'entrée (choix éventuels), le modèle génère les

<sup>15</sup> « L'ingénieur n'est plus, comme au XIXe siècle, celui qui sait. (...) (Il) est constructeur de raisons pour agir et décider. Les modèles qu'il élabore sont donc des représentations partiales (...) c'est à dire le choix d'un meilleur parti au sein de possibilités d'expression multiples. » (Bouleau, 2002).

<sup>16</sup> Contrairement aux systèmes de contrôle-commande de l'automatique classique (bas niveau), un système de supervision est conçu en boucle ouverte. Il a pour objectif essentiel d'aider l'opérateur humain à contrôler un processus complexe. Ces tâches représentent l'essentiel du travail des opérateurs dans l'industrie moderne.

sorties censées correspondre aux critères d'évaluation des performances du système réel par le gestionnaire. Dans le second cas, le modèle génère la (ou les) solution(s) qui maximise(nt) une fonction d'utilité tout en satisfaisant les contraintes imposées par l'utilisateur. Il s'agit de répondre à des questions de type *How to ?* : étant donné une fonction d'utilité et un ensemble de contraintes, le modèle génère la configuration de paramètres d'entrée qui, si elle était appliquée au système réel, serait censée conduire à sa performance optimale.

Les modèles d'optimisation (programmation linéaire ou dynamique) tendent, de fait, vers une approche prescriptive de l'aide à la décision : il disent à l'utilisateur ce qu'il devrait faire. De ce point de vue, ils tombent sous le coup de la critique faite aux anciens systèmes d'aide à la décision de court-circuiter le décideur humain (McCown, 2002a) et de lui imposer le concept de rationalité substantielle, dans lequel il ne se reconnaît jamais en pratique (Attonaty et al., 1999). Procédant à l'inverse, les modèles de simulation laissent en principe la main au décideur, tant pour élaborer des alternatives de gestion que pour choisir la solution à retenir. De ce point de vue, un modèle de simulation peut être considéré comme un outil d'accompagnement du processus de décision, parmi d'autres, et non comme un substitut du décideur (« ...simuler, c'est agir sur le processus de décision, en créant ou en modifiant des représentations » ; Collectif ComMod, 2005). En permettant au décideur de prolonger ses capacités cognitives et d'apprendre par l'expérience, un modèle de simulation constitue, sans doute, une meilleure réponse aux hypothèses de rationalité limitée et procédurale qu'un modèle d'optimisation. Alors que l'examen des variables intermédiaires calculées par un modèle de simulation permet, dans une certaine mesure, d'expliquer les sorties obtenues et de les valider face aux évolutions du système réel ou à dires d'experts, les modèles d'optimisation sont des boîtes noires. De ce point de vue, aussi, ils tombent sous le coup de la critique d'opacité faites par certains utilisateurs. *Last but not least*, utiliser les méthodes d'optimisation existantes (programmation linéaire, dynamique) nécessite de formuler le problème dans un cadre analytique très strict. Or, du fait de la grande taille et de la complexité des systèmes considérés (non-linéarité, bruit,...), de l'objectif de tirer le meilleur parti d'une connaissance incomplète, imprécise, et hétérogène, et de la dimension nécessairement multi-critères des décisions, une telle formulation est hors de portée, sauf à simplifier le problème à l'extrême, ce qui nuirait plus encore à la crédibilité de l'approche modélisatrice. La seule alternative crédible si l'on recherche l'optimum est, en fait, de recourir à l'optimisation par simulation de modèle (Teleb et Azadivar, 1998)...

Compte tenu de l'ensemble des arguments invoqués, le choix d'une approche basée sur la conception de modèles de simulation s'est très naturellement imposée (cf. §4.1.5). Cette approche n'exclue cependant pas, pour les modèles numériques, le recours à l'optimisation par simulation, comme appoint pour aider les gestionnaires. Elle n'exclue pas, non plus, l'utilisation d'outils de calcul statique pour traiter de certains aspects d'un problème, en complément d'une approche par simulation dynamique (cf. le choix de procédés de traitement avec MACSIZUT, §4.1.2 ; la réalisation de bilans d'azote à l'échelle micro-régionale, §4.5).

#### 2.2.4 Des modèles validés par l'usage

La perspective d'« aide à la gestion » m'a amené à réfléchir à trois aspects étroitement liés : les objectifs, la conception et la validation des modèles. Le choix du public d'utilisateurs, de la situation d'utilisation, et des modalités d'interaction entre utilisateur et modèle, mérite donc une attention particulière. On peut, en effet, envisager :

Trois catégories d'utilisateurs :



1. modélisateur, intéressé par l'atteinte des objectifs de modélisation, en cela réceptif aux critiques émises par les deux autres catégories d'acteurs pour améliorer le modèle ;
2. chercheur thématique, intéressé par l'utilisation du modèle comme outil d'analyse et d'aide à la compréhension du système réel étudié ;
3. acteur, attendant du modèle qu'il puisse servir d'outil d'aide à la décision stratégique ou opérationnelle.

Deux situations d'utilisation :

1. situation de recherche ou d'apprentissage, où le modèle est utilisé comme un outil d'exploration d'un système réel ou hypothétique afin de parvenir à une meilleure compréhension de son fonctionnement ;
2. situation de gestion opérationnelle ou stratégique, où le modèle est utilisé comme outil permettant de comparer différentes options de gestion en accompagnement d'un processus de décision par un ensemble d'acteurs impliqués dans la gestion d'un système réel en partie représenté par le modèle.

Trois modes d'interaction :

1. interaction directe : le modèle est utilisé de façon autonome par un acteur à son bénéfice propre ;
2. interaction indirecte : le modèle est utilisé par un acteur au bénéfice d'autres acteurs auxquels il transfère les enseignements qu'il a tirés préalablement de l'utilisation du modèle ;
3. interaction simultanée : le modèle est utilisé conjointement par plusieurs catégories d'acteurs.

Ma perspective principale a longtemps été l'utilisation de mes modèles par des chercheurs thématiques (par conséquent, en situation de recherche et par interaction directe). De fait, au-delà de l'expert avec lequel je l'avais développé, le transfert du modèle à un public élargi n'était pas véritablement un enjeu pour moi. Mon enjeu principal était la modélisation et le modèle pour eux-mêmes. Ce n'est guère qu'à partir des travaux sur la gestion des effluents d'élevage à la Réunion que cette question fut reposée (cf. §4.1 et 4.5). Après avoir expérimenté plusieurs variantes (transfert de modèles à des agronomes, interaction simultanée d'un modélisateur et d'un agronome avec un modèle,...), nous avons pensé, J.-M. Paillat et moi, qu'un objectif plus ambitieux pouvait être atteint : l'utilisation de modèles en situation de gestion stratégique par interaction avec des acteurs impliqués dans un processus de décision. Plus qu'aider la réflexion d'acteurs de façon qualitative (ce à quoi se limitent la modélisation participative ou d'accompagnement, qui se focalisent plus sur le processus de modélisation que sur le modèle ; cf. Pahl-Wostl et Hare, 2004; Collectif ComMod, 2005), il s'agit pour nous d'appuyer des choix techniques autour d'alternatives décisionnelles, autant que possible quantifiées, par simulation de nos modèles. Cette nouvelle orientation, motivée par le défi de confronter nos productions à la demande d'acteurs agricoles en situation critique (leur mise à l'épreuve du réel, comme s'en fait l'avocat Hubert, 2004), implique donc un changement des objectifs assignés à des modèles initialement conçus pour des besoins de recherche. Ce changement nécessite, d'abord, un sérieux travail d'adaptation des modèles aux besoins de gestion, qui va bien au-delà de la simple exigence académique (e.g., en prenant en compte de nouvelles variables ou de nouveaux indicateurs, cf. §4.5). Il nécessite, ensuite, une modification de la référence choisie pour leur validation.

En accord avec Rykiel (1996), c'est par rapport à l'objectif pour lequel il a été construit qu'un modèle doit être validé, en comparant ses résultats à une référence appropriée (cf. également l'intéressante réflexion sur la validation de modèles de Amblard et al., 2006). Si l'objectif est de reproduire fidèlement la réalité, on doit comparer les sorties du modèle avec les évolutions mesurées des processus réels qu'il représente. Ce mode de validation « objective », classique sur un système simple et instrumentable, est problématique dans le cas de systèmes complexes et mal connus, surtout lorsque l'on considère, à la fois, des flux biophysiques et des activités humaines<sup>17</sup>. Pour ces systèmes, l'objectif d'un chercheur thématique est, en général, que le modèle produise des simulations réalistes (à défaut d'être exactes), lui permettant de tirer des enseignements généraux sur leur fonctionnement. On a recours alors à une validation à « dires d'experts », ayant une forte dimension subjective, mais à laquelle on se limite souvent pour ce type de modèles<sup>18</sup>. Dans le cas d'acteurs ayant un objectif de gestion, une autre approche s'impose. Celle-ci consiste à évaluer la capacité du modèle à faciliter la décision ou l'action (McCown, 2002a). Au-delà de sa qualité prédictive intrinsèque (qu'il est impossible d'évaluer de façon absolue par rapport à une réalité future), la capacité du modèle à permettre la comparaison d'alternatives simulées (évaluées de façon relative, par comparaison des unes aux autres) est ici considérée. Si la crédibilité du modèle est un préalable (nécessitant une validation à dires d'experts ou d'acteurs qualifiés), celle-ci ne nécessite pas de représenter de façon précise chaque cas particulier.

C'est cette approche (pas très éloignée, dans le fond, de celle du Collectif ComMod, 2005), où le modèle doit être validé par son « usage » comme outil réflexif d'expérimentation, d'apprentissage, d'aide à la décision et, *in fine*, d'amélioration des pratiques des acteurs, que nous avons décidé de privilégier (cf. §4.5).

### 2.2.5 Une approche multi-modèles

Les grands projets à finalité intégratrice, dont l'objectif principal se décline en de multiples problèmes, nécessitent de considérer de multiples systèmes, en faisant appel à des connaissances réparties entre de multiples disciplines, mobilisables selon différents points de vue. Dans de tels cadres, une approche mono-modèle et mono-point de vue est clairement insuffisante car, ou trop réductrice, si l'on ne prend en compte qu'une petite partie du système et de la problématique, ou trop grossière, si l'on représente le système global avec une précision trop faible. À l'opposé, l'option consistant à réaliser une « usine à gaz » pour répondre à toutes les questions de compréhension ou de gestion ne me paraît ni réaliste, ni même souhaitable. Elle fait cependant l'objet de demandes récurrentes des thématiques ou des gestionnaires et n'est pas très éloignée des ambitions du projet MIMOSA (Müller et al., 2005).

Nous avons privilégié une option intermédiaire, consistant au développement de « systèmes de modèles » faiblement couplés. Pour chaque problème posé, on identifie le système à considérer et l'on développe un modèle permettant de le représenter dans un formalisme approprié. Les modèles ainsi produits peuvent ensuite être utilisés séparément, pour analyser des problèmes particuliers ou, de façon coordonnée, dans une démarche participative avec les acteurs. Cette approche permet d'éviter les difficultés d'emploi de trop gros

---

<sup>17</sup> Malgré les difficultés d'instrumentation, on peut imaginer l'enregistrement d'un petit nombre de variables d'intégration traduisant les effets des pratiques, telles que certains stocks. Mais ceci ne peut être envisagé que dans des cas particuliers peu nombreux et en tolérant une marge d'erreur importante. Les dispositifs d'observation des pratiques des acteurs (déclaration d'acteurs, observation participative,...) sont, aussi, susceptibles d'être fortement biaisés.

<sup>18</sup> Pavé (2005) parle de la « nécessité de recourir à des faisceaux de "preuves" où la notion de preuve est elle-même affaiblie ».

modèles, résultant du couplage systématique de nombreux modèles partiels (difficultés à renseigner, exécuter, et interpréter les simulations). Elle est également plus flexible, chaque modèle ne s'adressant pas nécessairement à la totalité des acteurs et n'étant utile qu'à des moments particuliers du processus de décision, qui n'est pas réductible, tant s'en faut, à l'utilisation de modèles.

Cette approche génère aussi une certaine redondance, tout à fait souhaitable pour permettre la comparaison de cadres de représentation différents et la sélection des modèles les mieux adaptés aux utilisations visées, voire même, la validation croisée de modèles conçus pour le même objet (Amblard et al., 2006). Sachant qu'il n'est pas de vérité universelle, l'aide à la décision devrait, en effet, selon de nombreux auteurs (Costanza et al., 1993; Cromsig et al., 2002), se baser sur une analyse critique des résultats donnés par plusieurs modèles plutôt que par un seul. Cette redondance a été mise en oeuvre dans l'ATP 99/60 sur la gestion des effluents d'élevage à la Réunion, dont l'objectif était d'obtenir un tel système de modèles complémentaires (cf. §4.1). L'utilisation de ces modèles pour l'aide à la gestion des effluents, qui en constitue une suite logique, fait l'objet de la thèse de J.-M. Médoc (cf. §2.3.2).

## 2.3 Questions de recherche

### 2.3.1 Représenter les connaissances

Une fois justifié le choix d'une approche basée sur la modélisation et écarté l'option du couplage de modèles hétérogènes (§2.2.1), la principale question posée a trait à la construction de modèles homogènes d'un point de vue conceptuel et opérationnel :

« Comment intégrer les connaissances hétérogènes que l'on a sur un système complexe pour construire un modèle de simulation permettant d'aider à sa compréhension et à sa gestion ? »

Cette question peut être reformulée en deux questions complémentaires :

1. « Quelle structure de représentation des connaissances utiliser ? »
2. « En quoi cette structure est-elle adaptée aux besoins de compréhension et de gestion ? »

Par « structure de représentation », j'entends la réunion de deux cadres distincts :

- un cadre conceptuel (ou ontologie), permettant de définir les entités génériques du modèle (concepts, relations) en tant qu'abstractions interprétables des entités spécifiques du système réel à représenter (objets) ;
- un cadre formel (formalisme), permettant la transcription de ces concepts dans un modèle de simulation en tant qu'abstraction interprétable du fonctionnement du système réel.

Si le cadre conceptuel est informel et de haut niveau (langage de description, diagrammes), le cadre formel spécifie, à un plus bas niveau (équations, algorithmes), le modèle qui sera rendu exécutable par un programme informatique.

Du fait de l'hétérogénéité des connaissances, la formalisation pose le problème de représenter, comparer et combiner entre elles des variables ayant des domaines de définition très différents (nombres réels, entiers, intervalles numériques, symboles, etc.). Il s'agit donc de concevoir une structure formelle (domaine de valeurs, opérations) aussi homomorphe que possible avec le cadre conceptuel. Outre cette contrainte de consistance, la puissance de représentation du formalisme et le pouvoir inférentiel des modèles obtenus doivent être

adaptés aux objectifs de modélisation (compréhension et aide à la gestion). Mes travaux ont donc porté sur deux aspects étroitement liés concernant la formalisation des connaissances :

1. la traduction de valeurs, nécessitant la définition de fonctions d'affectation des éléments des domaines de définition des variables d'origine à un « vocabulaire commun » permettant de décrire et de comparer l'ensemble des variables entre elles ;
2. la conversion de fonctions, nécessitant la définition sur ce vocabulaire commun d'opérations ou de fonctions atomiques permettant de combiner entre elles les variables de façon consistante avec leurs domaines d'origine.

Pour cela, j'ai utilisé deux familles d'approches, le Raisonnement qualitatif et les Systèmes dynamiques hybrides, développées au sein de communautés scientifiques différentes (Intelligence artificielle et Automatique), ayant en commun la même ambition de traiter de systèmes et problèmes réels, jugés irréductibles aux théories classiques (la logique en IA, la théorie du contrôle en Automatique).

L'approche qualitative (Travé-Massuyès et al., 1997b), dans laquelle la description d'un système se limite aux seules distinctions pertinentes pour la tâche à accomplir, m'est apparue particulièrement indiquée pour modéliser des systèmes où l'information quantitative fait généralement défaut mais sur lesquels on dispose d'expertise (systèmes écologiques, bioprocédés). Cette approche m'a permis d'aboutir aux résultats suivants, exposés dans le chapitre 3 :

SIMAO (*Système d'interprétation de mesures et d'observations*), qui simule un raisonnement expert par propagation dans un graphe de valeurs symboliques ayant un sens interprétatif, e.g., petit, moyen, grand... (§3.1).

DUAL (*Dualistic algebra*), qui étend les capacités de calcul symbolique de SIMAO en définissant des opérations interprétables en termes d'ordre de grandeurs (§3.2).

PARADISE (*Process abstraction and interpretation system*), qui abstrait tout processus représenté par une série chronologique numérique en séquence d'épisodes symboliques qualitativement homogènes aidant, ainsi, à interpréter des dynamiques complexes (§3.3).

MQF (*Modèle qualitatif de frayères à Saumon*), qui simule qualitativement l'interaction entre des processus dynamiques opérant à des échelles de temps lente et rapide (§3.4).

Pour les systèmes de production agricoles, sur lesquels l'information numérique est largement disponible mais où coexistent des processus exprimables en termes continus (flux) et discrets (événements), les Systèmes dynamiques hybrides (Antsaklis et al., 1998; Zaytoon, 2001) m'ont paru offrir une voie de représentation intéressante. Mes travaux réalisés à l'aide de cette approche sont exposés dans le chapitre 4 :

MAGMA (*Modèle d'aide à la gestion de matières organiques agricoles*), APPROZUT (*Modèle d'approvisionnement d'unités de traitement*), GAMEDE (*Global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises*), modèles de systèmes de production agricoles vus comme ensembles de stocks interagissant, selon différentes contraintes de gestion, par l'intermédiaire de flux de matière générés par l'action humaine ou dépendant de processus biophysiques (§4.1 et 4.3).

BIOMAS (*Gestion de flux de biomasse agricole par système multi-agents*), mettant en jeu jusqu'à plusieurs centaines d'agents (exploitants, élevages, cultures, véhicules...) caractérisés par des attributs numériques ou symboliques et interagissant au cours du temps selon leurs rôles fonctionnels : producteur, consommateur, transporteur de matière (§4.1).

AT&MC (*Automates temporisés et model-checking*), où les automates temporisés servent de cadre commun de représentation de processus continus (évolution de stocks) et discrets (événements), et la vérification de modèle (*model-checking*), de méthode pour configurer, sous différentes contraintes, le réseau de transfert de matière (effluents d'élevage) entre des unités de production (élevages) et de consommation (cultures, unités de traitement) (§4.2).

ACTSIM (*Action simulation model*), cadre de modélisation de l'action sous la forme de processus représentés par des fonctions binaires du temps (§4.4).

### 2.3.2 Utiliser des modèles en aide à la décision

Comme cela a déjà été souligné (§2.2.4), au-delà de leur utilisation par des chercheurs thématiques, l'autre objectif visé par nos modèles est de permettre l'expérimentation sur les systèmes étudiés et de susciter, ainsi, la réflexion et l'apprentissage des gestionnaires (à l'instar du projet Farmscape du CSIRO ; McCown, 2002a). La principale question posée est alors :

« Comment utiliser des modèles de simulation pour aider des acteurs à évaluer et élaborer des stratégies de gestion de systèmes de production ? »

Cette question appelle immédiatement d'autres questions plus précises relatives :

- aux modalités d'utilisation des modèles : « Quels utilisateurs ? Dans quelles situations ? Selon quels modes d'interaction ? » ;
- à l'ingénierie de simulation à mettre en oeuvre pour favoriser l'apprentissage des utilisateurs : « Quels cas simuler ? Selon quels scénarios ? Avec quel protocole ? Comment capitaliser les connaissances acquises grâce aux simulations ? »

Comme première approche à ces questions, la thèse de J.-M. Médoc (2004-2007) vise à élaborer des stratégies de gestion des effluents d'élevage en utilisant les modèles MAGMA, APPROZUT et BIOMAS que nous avons développés (cf. §4.1.2). Ce travail en cours prévoit notamment :

1. l'expérimentation de stratégies de gestion actuelles et potentielles par simulation de cas types et de cas réels dans des situations diversifiées ;
2. la comparaison de modes de gestion individuelle (au sein de l'exploitation) et collective (au sein d'ensembles d'exploitations) ;
3. le choix d'indicateurs permettant l'évaluation, la comparaison et l'amélioration des stratégies de gestion ;
4. la définition de modalités de simulation pour faciliter l'interaction avec des acteurs agricoles ;
5. la validation des modèles par leur usage comme outil d'aide à la réflexion, à la décision ou à l'action.

Cette démarche a été mise en oeuvre sur deux cas : une localité d'élevage intensif du Nord-Est de la Réunion (Grand Ilet ; §4.5.1) et une zone agricole diversifiée du Sud de l'île (Petit-Tampon et Grand-Tampon ; §4.5.2).



## Chapitre 3

# Modélisation qualitative de processus incomplètement connus

### 3.1 Système d'interprétation de mesures et observations (Simao)

#### 3.1.1 Genèse de Simao

A mon arrivée au laboratoire d'intelligence artificielle de l'Inra (Toulouse) fin 1987, une fois entrevues les limites des systèmes de représentation des connaissances à base de règles mis en oeuvre dans les systèmes experts en vogue à cette époque, je me suis rapidement intéressé aux travaux de raisonnement qualitatif basé sur des modèles (*model-based reasoning*). A partir de travaux fondateurs visant la représentation du raisonnement de sens commun (la *Physique naïve* de Hayes, 1985), les objectifs de cette approche ont progressivement glissés de la conception d'une « physique qualitative » (par opposition à la physique classique, quantitative) vers le raisonnement sur les systèmes physiques, et, de façon plus générale, la modélisation qualitative comme mode de représentation de connaissances et de raisonnements marqués par l'imprécision ou l'incertitude. L'activité de cette communauté s'est exercée avec une grande diversité d'approches méthodologiques et de champs d'application décrits dans un article de synthèse (Dague et al., 1995) et un ouvrage collectif (Travé-Massuyès et al., 1997a), qui ont constitué le point d'orgue des travaux du groupe « Modélisation qualitative et décision » (MQ&D) auquel j'appartenais alors<sup>1</sup>.

Inspiré par mon activité antérieure d'hydrobiologiste, j'ai d'abord conçu une méthode originale d'interprétation de mesures et d'observations. L'idée était de simuler le raisonnement pratiqué par un expert (en l'occurrence moi-même) interprétant un ensemble de données acquises sur un écosystème aquatique par des appareils de mesures (pH, température, O<sub>2</sub> dissous,...), des analyses physico-chimiques (eau, sédiment, plancton,...), et des observations subjectives (aspect du plan d'eau, couleur, odeur,...). La troisième partie de ma thèse (Guerrin, 1990) est consacrée à ce travail<sup>2</sup>, qui a donné lieu au modèle IDEA<sup>3</sup> écrit en PROLOG (Guerrin, 1991).

---

<sup>1</sup>Quelques dix ans après, une tentative de mise en cohérence des principaux formalismes du Raisonnement qualitatif a eu lieu (Travé-Massuyès et al., 2003) et des objectifs opérationnels sont aujourd'hui affirmés pour différents secteurs d'application : éducation, procédés industriels, automobile, biomédical, environnement, psychologie... (Price et al., 2006). Ces avancées remarquables rendent crédible, à moyen terme, l'intégration de méthodes issues du Raisonnement qualitatif en ingénierie classique.

<sup>2</sup>Les 1<sup>ère</sup> et 2<sup>ème</sup> parties de ma thèse concernent mes travaux d'hydrobiologiste effectués de 1976 à 1986 sur la valorisation aquacole d'eaux usées traitées par lagunage naturel.

<sup>3</sup>La liste de mes réalisations logicielles figure en annexe \ref{Annex-Software}.

J'ai ensuite testé l'application du formalisme élaboré dans cette première application à la supervision de la fermentation du xylose en éthanol, en collaboration avec Jean-Philippe Delgenès, biologiste au laboratoire de Biotechnologie des IAA<sup>4</sup> (Inra, Narbonne). Il s'agissait de prédire les résultats de cette fermentation *batch* à partir de ses points de consigne. L'intérêt de cette application, dans laquelle je ne pouvais aucunement tenir le rôle d'expert, était de tester la généralité du formalisme. Un démonstrateur logiciel, XYLILOG, également écrit en Prolog, a été réalisé (Guerrin et al., 1994).

La généralisation de cette approche a finalement donné lieu au logiciel SIMAO (cf. une description générique dans Bourseau et al., 1997).

### 3.1.2 Représentation des connaissances dans Simao

Un modèle SIMAO est représenté conceptuellement par un graphe d'influences dont les nœuds correspondent aux variables du modèle et les arcs aux relations « causales » entre ces variables (il s'agit ici d'une causalité relative aux inférences du raisonnement, non d'une causalité physique stricte). Les entrées du modèle sont constituées de paramètres représentant les mesures (valeurs numériques) et les observations (termes linguistiques) acquises sur un système réel.

Des règles de traduction permettent de convertir des classes de valeurs numériques (mesures) dans un vocabulaire de 5 symboles ordonnés ( $pp < p < m < f < ff$ ) appelé « espace des quantités » (EQ). Les éléments de EQ représentent les appréciations qualitatives de ces valeurs dans un contexte d'interprétation donné. De ce fait, elles peuvent avoir un caractère absolu (grand, petit,...) ou relatif (supérieur, inférieur,... à la normale). Par exemple, pour un étang de lagunage, une mesure du pH de l'eau comprise entre 7.5 et 8.5, qualifiée de moyenne, sera traduite par le symbole *m*. Dans un autre contexte, cette règle serait sensiblement différente (dans une rivière à salmonidés, un pH moyen serait plutôt compris entre 5.5 et 6.5). Les observations purement symboliques (aspect, couleur, odeur,...) seront traduites dans ce même vocabulaire selon le sens qu'elles prennent pour le système interprété. Par exemple, dans la fermentation du xylose en éthanol, un substrat blanc-laiteux, dénotant une biomasse de micro-organismes élevée, sera traduite par le symbole *f*.

Des règles de calcul, exprimées par des tables de combinaison *ad hoc* ou des opérations définies sur ces symboles, permettent de propager les valeurs qualitatives issues de la traduction des paramètres d'entrée selon les relations spécifiées par les arcs du graphe causal. Les valeurs qualitatives des variables internes du modèle (ni mesurées, ni observées) sont ainsi instanciées, de proche en proche, dans ce même vocabulaire symbolique.

L'ensemble des règles relatives à la détermination de toute variable constitue une « unité de connaissances ». Un modèle SIMAO est donc un ensemble organisé d'unités de connaissances, représentant l'expertise d'un domaine et permettant d'effectuer des raisonnements sur lui.

### 3.1.3 Simulation avec Simao

Interpréter consiste essentiellement à produire, à partir des mesures et des observations fournies en entrée :

- l'ensemble des valeurs des variables déduites par traduction et par calcul (état du système) ;
- les relations causales entre ces variables (explications).

---

<sup>4</sup>Devenu plus tard, le Laboratoire de biotechnologie de l'environnement (LBE).



On retrouve, ici, le principe *herméneutique* de Ricoeur (i.e. interprétation mutuelle de la partie et du tout, cité par Batifoulrier et Thévenon, 2001), selon lequel l'interprétation est un processus d'affectation de sens allant du local (sens immédiat donné par traduction) au global (état interne du système généré par le calcul).

Fonctionnant dans le sens causal, SIMAO permet l'évaluation qualitative de variables non mesurables à partir des mesures et observations fournies en entrée. En sens inverse, il permet d'évaluer les valeurs qualitatives des paramètres d'entrée permettant d'expliquer les sorties du modèle (diagnostic). Il est ainsi possible de déterminer les paramètres à mesurer ou observer pour la surveillance du système.

Le travail réalisé sur l'application XYLILOG a constitué une expérience très intéressante en mettant en évidence les « trous » existant dans la connaissance de l'expert du procédé. Malgré la modélisation de l'ensemble des connaissances permettant de relier les conditions initiales du procédé à son état final, dûment explicitées et validées par celui-ci, les résultats obtenus par simulation demeuraient non conformes à ses propres prédictions, dont la justesse n'était pourtant pas en cause. Après l'entière remise à plat des connaissances disponibles sur le procédé dans la littérature et leur intégration dans une nouvelle version du modèle, on a abouti, enfin, aux prédictions attendues. Ce résultat était paradoxal : quand bien même les prédictions de l'expert étaient justes (car corroborées par des résultats expérimentaux), la connaissance qu'il avait du procédé (ou ce qu'il savait expliciter) ne permettait pas de reproduire ses prédictions. Cette expérience m'a suggéré plusieurs réflexions et hypothèses qui, rétrospectivement, vont dans le sens de l'hypothèse de cognition située (par opposition à l'approche cognitiviste classique, cf. Clancey, 1997) :

- la connaissance, même du meilleur expert, n'est ni complète ni cohérente ;
- une partie de cette connaissance est sans doute implicite ;
- le raisonnement analytique, détaillant la chaîne causale entre les entrées et les sorties du procédé, ne donne pas la garantie d'aboutir au bon résultat ;
- il est possible que l'expert, en situation opérationnelle, passe directement (ou presque) de l'état initial à l'état final sans effectuer de véritable raisonnement déductif ;
- le raisonnement, au sens d'enchaînement d'inférences logiques, n'est peut-être mobilisé qu'*a posteriori*, pour justifier par des explications partielles une prédiction obtenue avec peu d'intermédiaires.

### 3.1.4 Autres développements réalisés autour de Simao

Plusieurs réalisations, empruntant au formalisme de SIMAO, ont été développées par d'autres chercheurs, en France et à l'étranger.

Steyer (1991) s'en est inspiré, dans sa thèse et le système de supervision BIOTECH qui l'a suivie (Steyer et al., 1993), pour interpréter l'évolution de procédés de fermentation *fed-batch*. Un modèle d'interprétation couplé à une base de règles permet de comparer l'état actuel du procédé, déterminé par les mesures en ligne, à un état de référence. Ce système permet de détecter en temps réel d'éventuels dysfonctionnements et préconiser des actions correctives à l'opérateur.

Des extensions du formalisme de SIMAO, inspirées des algèbres diédrales, ont été proposées par Bousson et Travé-Massuyès (1992) pour générer automatiquement des tables de combinaison de variables à partir d'une spécification incomplète. Ce développement a permis, en retour, d'enrichir de cette fonctionnalité l'approche suivie dans BIOTECH (Bousson et al., 1998). Le simulateur CA~EN (*Causal engine*), développé dans la thèse de Bousson (1993) et appliqué au diagnostic de procédés biotechnologiques, intègre judicieusement de nombreuses approches issues du Raisonnement qualitatif ou de l'Intelligence artificielle :

résolution d'influences causales (Forbus, 1984), raisonnement aux ordres de grandeurs (Mavrouniotis et Stephanopoulos, 1988), théorie des ensembles flous (Zadeh, 1975),... ainsi qu'une représentation des quantités inspirée de SIMAO.

Afin de simuler les processus biochimiques de la photosynthèse, Hunt et Cooke (1994) ont produit le cadre de représentation QRP (*Qualitative representation for plants*), en intégrant :

- le formalisme de SIMAO, étendu à la notion d'état dynamique par ajout des signes des dérivées première et seconde des variables ;
- l'ontologie de modélisation qualitative « orientée processus » de Forbus (1984).

SIMAO a, par la suite, été utilisé dans la thèse de Salles (1997) pour modéliser des successions végétales en présence de perturbations (évolution du *cerrado* brésilien sous l'influence d'incendies). Il a été comparé, à cette occasion, à d'autres formalismes qualitatifs à l'aune des besoins de formation en Ecologie (cf. § ci-après). De même que Hunt et Cooke (1994), l'objectif de Salles était d'intégrer l'algèbre de SIMAO pour effectuer des calculs sur les quantités et l'ontologie de Forbus (1984) pour représenter les interactions causales entre processus.

En se basant sur un espace des quantités comprenant 7 éléments, Ndiaye (2005) a conçu le système QUALIS qui, à partir de mesures et d'observations, permet d'évaluer la qualité de grains stockés, de prédire leur potentiel technologique, d'apprécier les risques de dommages encourus au cours de leur conservation et de recommander des actions correctives.

### 3.1.5 Comparaison de Simao avec d'autres approches

En se basant sur la construction d'un modèle de dynamique de végétation (cf. § ci-dessus), Salles, Pain et Muetzelfeldt (1996) ont comparé entre eux les principaux formalismes de modélisation qualitative : les « confluences » de Kleer et Brown (1984), les « équations différentielles qualitatives » de Kuipers (1986), et la « *Qualitative process theory* » (QPT) de Forbus (1984). La conclusion est que QPT est le mieux à même de représenter la connaissance en Ecologie et permet, de plus, de générer des explications sur les simulations. Ces auteurs ont ensuite comparé QPT et SIMAO pour cette même application (Salles, Muetzelfeldt et Pain, 1996). Les résultats de simulation des deux modèles ont été confrontés à ceux obtenus avec un modèle numérique équivalent. Il ressort que SIMAO et QPT permettent tous deux d'obtenir des résultats cohérents avec la simulation numérique et de générer des explications. L'étude met, cependant, en évidence les différences suivantes :

1. SIMAO, contrairement à QPT, permet difficilement de représenter les entités physiques et les concepts hiérarchisés, et la simulation dynamique est impossible ;
2. QPT représente mieux la structure causale et la dynamique du système et permet de générer des explications plus riches ;
3. SIMAO a l'avantage de permettre le calcul sur les quantités, considérées comme des valeurs cardinales, alors que QPT considère des valeurs ordinales ne pouvant, donc, être combinées.

Concernant le point 1, la première objection est liée à la conception « fonctionnelle » de SIMAO (une entité est implicitement représentée par un ensemble indifférencié de variables codant pour ses propriétés) opposée à la représentation « objet » de QPT (toute entité est explicitement représentée et ses propriétés sont encapsulées dans cette représentation). La seconde objection est une importante limite, qui cantonne SIMAO à l'analyse statique,

bien que certains auteurs aient montré que l'on pouvait, dans une certaine mesure, y pallier (Hunt et Cooke, 1994; Salles, 1997).

Concernant le point 2, le formalisme de QPT possède effectivement des primitives (influence, proportionnalité qualitative) dont la sémantique est intimement liée au mécanisme de simulation, consistant à faire varier la valeur de chaque variable dans son espace des quantités propre, selon les influences qu'elle reçoit de ses causes. L'explication peut donc porter, non seulement, sur le sens de variation des variables et la dynamique du système, mais, également, sur la structure du système réel, explicitement représenté par des entités différenciées. Dans SIMAO, la structure causale est représentée par la propagation quasi-instantanée de valeurs dans un graphe orienté de variables. Aboutissement de l'interprétation, l'explication consiste à générer la trace de cette propagation, c'est-à-dire l'énumération des valeurs prises par les variables dans l'ordre indiqué par le graphe. L'explication a donc, ici, un caractère statique, se bornant à décrire la structure du modèle<sup>5</sup>, et non l'évolution du système au cours du temps comme dans le travail de DeCoste (1991). Pour celui-ci, en effet, interpréter consiste à déterminer la trajectoire du système (chemin suivi dans le graphe d'environnement<sup>6</sup>) consistante avec les mesures acquises au cours du temps.

Concernant le point 3, dans QPT (comme dans QSIM, cf. Kuipers, 1994), les espaces des quantités des variables sont distincts. Les valeurs de variables différentes ne pouvant être que partiellement ordonnées, ceci empêche de les combiner par des opérations internes. A l'inverse, SIMAO possède un espace des quantités unique, commun à toutes les variables. Les valeurs prises par différentes variables peuvent, donc, être totalement ordonnées et combinées à l'aide d'opérateurs prédéfinis ou de tables.

Il ressort finalement de l'étude de Salles, Muetzelfeldt et Pain (1996), comme du travail de Hunt et Cooke (1994), la complémentarité entre SIMAO et QPT et l'intérêt de les combiner pour tirer parti de leurs avantages respectifs.

### 3.1.6 Bilan de l'approche Simao

SIMAO est donc un système d'interprétation permettant de relier une information hétérogène (mesures, observations) et la connaissance que l'on a des dépendances causales entre les variables d'un système pour inférer son état qualitatif à un temps donné.

Comme l'ont montré les développements réalisés par différents auteurs dans différents domaines (§3.1.4), son principal avantage est de permettre la représentation de la connaissance et du raisonnement d'experts de façon souple et intelligible : sémantique intuitive des valeurs et des relations entre variables, définition d'opérateurs *ad hoc*, fusion de données hétérogènes, calcul qualitatif sur des quantités, explications causales... Cette approche de « raisonnement basé sur un modèle » (*model-based reasoning*) permet l'expression compacte de connaissances et évite les problèmes de maintien de cohérence rencontrés par les systèmes experts de grande taille. SIMAO constitue donc une réponse de modélisation acceptable dans des domaines mal formalisés comme ceux que j'ai abordés (systèmes écologiques, bioprocédés), où l'on peut avoir une vision claire du fonctionnement d'un système, sans pour autant parvenir à l'exprimer avec des équations mathématiques classiques.

Le temps n'étant pas explicitement représenté, SIMAO est inapte à la simulation dynamique proprement dite. Il se limite à une simulation statique : instantiation de variables internes à partir de mesures et d'observations (détermination d'état incomplet) ; prédiction

---

<sup>5</sup>Ce qui n'est déjà pas si mal : « décrire c'est commencer d'expliquer, expliquer plus c'est décrire mieux », selon Ricoeur (1990)...

<sup>6</sup>Graphe décrivant l'ensemble des états possibles d'un système au cours du temps et les transitions entre ces états (de Kleer et Brown, 1984).

d'état à partir de tendances d'évolution sans description des transitoires (statique comparative). Il souffre cependant de deux handicaps majeurs : la limitation de l'espace des quantités à 5 éléments, ce qui ne correspond pas toujours au mode naturel d'expression des connaissances ; la difficulté à établir une correspondance avec les modèles quantitatifs. Ces deux aspects ont motivé le développement de l'algèbre DUAL décrite ci-après (§3.2).

Les travaux ayant conduit à SIMAO ont été réalisés en 1988-1992 à l'unité de Biométrie et Intelligence artificielle (Inra, Toulouse). Ils ont donné lieu à la troisième partie de ma thèse (cf. Annexe C.7, n°13), quatre articles de revues à comité de lecture (cf. Annexe C.3, n°6, 7, 8, 13), un article dans une autre revue (cf. Annexe C.4, n°2), sept conférences à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°9, 10, 11, 12, 13, 14, 22) et deux conférences sans sélection (cf. Annexe C.6, n°5 et 6). Ils ont également été décrits dans plusieurs publications collectives sur le raisonnement qualitatif : deux chapitres d'ouvrage (cf. Annexe C.2, n°2 et 6), deux articles de revues à comité de lecture (cf. Annexe C.3, n°4 et 17), deux conférences sans sélection (cf. Annexe C.6, n°3 et 9) et un rapport technique (cf. Annexe C.7, n°24). Deux prototypes logiciels pour des applications particulières, Idea et XyliLog, et un logiciel générique, Simao, ont été réalisés (cf. Annexe B).

Un article, publié dans la revue *Ecological Modelling* en 1991, est joint en Annexe D.1 pour illustrer ces travaux.

## 3.2 Algèbre dualiste pour l'analyse qualitative (DuAl)

### 3.2.1 Genèse de DuAl

Dans une perspective de généralisation et afin de donner une assise théorique plus saine au formalisme de SIMAO, j'ai conçu une algèbre « dualiste », DUAL, qui exploite, comme SIMAO, la constatation que de nombreuses caractérisations qualitatives se présentent sous la forme de concepts antagonistes ordonnés par rapport à une norme (Guerrin, 1995).

La différence fondamentale avec SIMAO est que les espaces des quantités des variables (appelés ici espaces des « qualités ») peuvent être de cardinalité variable et que les opérations qualitatives sont définies en référence aux opérations classiques sur les entiers relatifs, qui constituent l'expression du rang des valeurs qualitatives par rapport à la norme. De par la sémantique attachée à son espace des quantités, l'algèbre DUAL, de même que l'algèbre qualitative de SIMAO, est assimilable aux formalismes de raisonnement aux ordres de grandeur (Mavrovouniotis et Stephanopoulos, 1988; Raiman, 1991).

### 3.2.2 Représentation des connaissances dans DuAl

Toute variable  $x$  exprimant une grandeur physique peut être décrite par un « espace de description »,  $DS(x)$ , dont les éléments quelconques (symboles, mots, nombres, intervalles numériques, etc.) dénotent toutes les expressions possibles des valeurs qu'elle peut prendre.  $DS(x)$  est muni d'une relation d'ordre linéaire. Certains de ses éléments peuvent être synonymes, c'est-à-dire dénoter la même grandeur physique.

Tout espace de description est transformé en « espace des qualités »,  $QS(x)$ , en groupant ses éléments synonymes en classes d'équivalence et en spécifiant l'une de ces classes comme norme (dans SIMAO, la norme est l'élément  $m$  de EQ). Selon la définition de la règle de synonymie, on peut faire varier la granularité de  $QS(x)$  : ainsi  $QS_1(x) = \{\text{petit, moyen, grand}\}$  peut être raffiné en  $QS_2(x) = \{\text{très\_petit, petit, moyen, grand, très\_grand}\}$  ; inversement  $QS_2$  peut être abstrait en  $QS_1$  (petit dans  $QS_1$  représente la même grandeur que  $\{\text{très\_petit, petit}\}$

dans  $QS_2$ ). Le mode de construction d'un espace des qualités génère un ensemble de cardinalité impaire, quel que soit l'ensemble de description de départ.

Une fonction de rangement associe à tout élément d'un espace des qualités son rang (un entier de  $\mathbb{Z}$ ) par rapport à la norme (qui est de rang 0). Ainsi l'ensemble des rangs des éléments de  $QS_1(x) = \{\text{petit, moyen, grand}\}$  est  $RS_1(x) = \{-1, 0, 1\}$ . La dimension d'un espace des qualités est le rang de son élément maximal  $n$  (on note :  $QS_n(x)$ ). La fonction réciproque à la fonction de rangement, qui à tout entier de  $\mathbb{Z}$  associe une valeur qualitative dans un espace des qualités, est appelée interprétation. Par définition d'une relation d'équivalence, deux valeurs qualitatives quelconques de deux espaces des qualités de dimensions quelconques, sont équivalentes au niveau  $k$ , si toutes deux ont une interprétation commune dans un même espace des qualités de dimension  $k$  (ceci est cohérent avec la définition de l'égalité qualitative ; cf. Travé-Massuyès et al., 2003). Sinon elles sont ordonnables au niveau  $k$ , par l'ordre de leurs interprétations.

Toute opération sur les espaces des qualités est définie par référence aux opérations classiques sur les entiers relatifs. Son résultat est l'interprétation, dans l'espace des qualités de la variable cible, de l'entier résultant du calcul effectué sur les rangs des arguments. Ainsi, tout ensemble des rangs associé à l'espace des qualités d'une variable muni de sa relation d'ordre, d'une opération  $*$  (définie sur  $\mathbb{Z}$ ), et de l'élément 0, est isomorphe par interprétation à tout espace des qualités associé muni de sa relation d'ordre, d'une opération définie par référence à  $*$ , et de sa norme. La sémantique des opérations est donnée par rapport au modèle des fonctions logarithme (équivalente à la fonction de rang) et exponentielle (équivalente à la fonction d'interprétation).

### 3.2.3 Comparaison de DuAl avec d'autres approches

DUAL a été testée sur quelques exemples d'analyse qualitative d'expressions numériques. Ses résultats ont été comparés à ceux fournis par d'autres formalismes qualitatifs : les confluences de Kleer et Brown (1984), le raisonnement aux ordres de grandeurs de Raiman (1991) et de Mavrovouniotis et Stephanopoulos (1988). Les résultats obtenus sont, dans l'ensemble, cohérents avec ceux-ci.

### 3.2.4 Bilan de l'approche DuAl

DUAL, comme SIMAO, permet de représenter et de manipuler des connaissances purement qualitatives. DUAL permet, en outre de :

1. construire des espaces des quantités (ou qualités) à nombre quelconque d'éléments et de faire varier la granularité de représentation des variables d'un modèle ;
2. comparer des variables quelconques ;
3. combiner des valeurs qualitatives par des opérations ayant, à la fois, une correspondance avec les réels et une cohérence avec le raisonnement de sens commun.

Toutefois, quelques essais effectués ont révélé des limitations gênantes, liées au manque de véritable inverse pour l'addition. L'analyse qualitative d'un modèle quantitatif faisant apparaître additions ou soustractions peut donc être problématique.

Bien que ce travail ait suscité en moi de grands moments d'exaltation, je ne l'ai pas poursuivi, le jugeant trop peu compatible avec mes compétences en mathématiques...

Ce travail a été réalisé entre 1993 et 1995 à l'unité de Biométrie et Intelligence artificielle (Inra, Toulouse). Il a donné lieu à une communication au QR'95 Workshop (cf. Annexe C.5, n°16).

### 3.3 Abstraction temporelle et interprétation de processus à dynamiques multiples (Paradise)

#### 3.3.1 Genèse de Paradise

SIMAO avait été conçu pour traiter de l'interprétation « synchronique » d'un ensemble de données hétérogènes (mesures, observations) acquises sur un système à un temps donné (§3.1). La réalisation d'une interprétation « diachronique » se limitait donc à répéter l'application de SIMAO à des mesures ou observations acquises en échantillonnant les processus observés au cours du temps. Or, la production de telles séquences d'interprétations ponctuelles ne prend pas véritablement en compte la dynamique d'évolution du système. A l'inverse, le problème abordé ici concerne l'interprétation diachronique de processus, en s'intéressant plus particulièrement à ceux qui exhibent des comportements complexes, résultant de l'imbrication de multiples dynamiques élémentaires, tels qu'on les rencontre dans les systèmes étudiés en Ecologie ou en Agronomie.

Pour analyser et interpréter ces évolutions observées ou simulées on doit être capable de les représenter à plusieurs niveaux de détail. C'est dans ce but qu'ont été conçus la méthode et le logiciel PARADISE (*Process abstraction and interpretation system* ; cf. Ayrolles et al., 1996), dans le cadre de la thèse d'Automatique de Laurent Ayrolles (1993-1995 ; cf. Ayrolles, 1996), dont j'ai assuré l'encadrement en collaboration avec Robert Faivre, collègue statisticien de l'unité BIA (Inra, Toulouse), et José Aguilar-Martin (Laas-CNRS, Toulouse), directeur de cette thèse.

#### 3.3.2 Représentation des connaissances dans Paradise

On définit la « granularité temporelle »  $G$  d'une évolution décrivant un processus quelconque par la fréquence des « événements » (changements d'état) survenant sur le domaine temporel  $D$  où il est étudié :  $G = 1/(n - 1)$ , où  $n$  est le nombre d'événements contenus dans  $D$  ; dans le cas particulier d'un processus échantillonné à pas de temps fixe  $\tau$ ,  $G = \tau/D$ .  $G$  est donc une grandeur adimensionnelle, relative au processus observé, comprise entre 0 et 1 (abstraction maximale). Elle correspond à la notion d'échelle de temps, entendue au sens du rapport entre la résolution d'une représentation et son étendue temporelle.

Inspirée de travaux d'analyse d'évolution de processus en Génie chimique (Cheung et Stephanopoulos, 1990a; Cheung et Stephanopoulos, 1990b), la méthode conçue dans ce travail consiste à segmenter toute évolution, initialement représentée par une série chronologique (suite de points déterminés par des couples numériques  $\langle \text{valeur}, \text{date} \rangle$ ), pour obtenir des séquences de formes géométriques correspondant à des phases qualitativement homogènes d'abstraction croissante : « épisodes triangulaires » puis, « épisodes trapézoïdaux ».

Les épisodes triangulaires sont obtenus en agrégeant les suites de points de la série numérique de départ ayant même tendance (signe de la dérivée) et même courbure (signe de la dérivée seconde). Ils sont déterminés par deux points singuliers consécutifs (extremums locaux ou point d'inflexion) et un point intermédiaire, construit par l'intersection des tangentes en ces points. Par agrégation de deux épisodes triangulaires successifs on génère, par construction géométrique, un épisode trapézoïdal (déterminé par 4 points). Par agrégation successive d'épisodes trapézoïdaux, on obtient de nouveaux épisodes trapézoïdaux plus abstraits, jusqu'à n'en obtenir plus qu'un, constituant l'enveloppe qualitative globale de la série initiale. On passe ainsi d'un processus, initialement décrit par une suite de points, à des représentations de ce même processus par des épisodes de durée croissante. Le nombre

et la durée de ces « événements » décroissant à chaque étape, la granularité croît jusqu'à  $G = 1$ . Cette procédure d'abstraction, correspond donc à un changement d'échelle de représentation du processus étudié. Notons que, si la représentation triangulaire conserve l'essentiel de l'information contenue dans la série numérique initiale, la représentation trapézoïdale implique une perte d'information comportementale (valeurs numériques, tendances et courbures qualitatives) bien que la datation des épisodes soit préservée.

Les quatre types généraux d'épisodes triangulaires peuvent être notés symboliquement par des lettres : A (croissance accélérée) ; B (croissance ralentie) ; C (décroissance ralentie) ; D (décroissance accélérée). De même, les épisodes trapézoïdaux peuvent être notés à partir des lettres désignant les triangles les constituant : les types BD et CA contiennent un nombre impair d'extrema et un nombre pair de points d'inflexion ; pour BA et CD c'est l'inverse. Sous l'hypothèse de continuité du processus représenté, les transitions possibles entre épisodes successifs peuvent être clairement caractérisées (6 transitions possibles entre épisodes triangulaires et 8 entre épisodes trapézoïdaux). Toute évolution peut ainsi être mise sous la forme d'une chaîne symbolique à chaque niveau d'abstraction.

### 3.3.3 Simulation avec Paradise

Le logiciel PARADISE, écrit en langage C, implémente la méthode de segmentation décrite ci-dessus : il génère ainsi l'ensemble des représentations triangulaire et trapézoïdales d'un processus décrit, au départ, par une série chronologique. Des outils d'analyse graphique et statistique ont également été développés, pour aider l'interprétation des caractéristiques dynamiques du processus étudié. Le couplage, facultatif, de PARADISE avec le logiciel statistique S-PLUS ou le simulateur temps réel G2 permet d'utiliser des fonctionnalités (affichage, interface) facilitant l'usage de ces outils.

Toute évolution mise sous la forme d'une chaîne symbolique est justiciable des algorithmes d'identification de motifs caractéristiques (*pattern matching*) : régularité, équilibre, stabilité, récurrence, périodicité, etc. Par exemple, une évolution triangulaire représentée par la chaîne ...ABDCABDCABDC... permet d'identifier un comportement oscillatoire et de le localiser dans le domaine temporel. Le calcul des vitesses de fluctuation de différents processus sur un même intervalle de temps (nombre d'épisodes/durée de l'intervalle) permet de les classer selon leur « rapidité » d'évolution. La structure des granularités, représentant la valeur de la granularité minimale à chaque niveau d'abstraction trapézoïdale en fonction du temps, permet de détecter l'existence de dynamiques multiples dans un processus. Par rééchantillonnage de l'évolution trapézoïdale la moins abstraite, on peut alors extraire l'évolution « imbriquée », représentant les fluctuations rapides du processus (de plus haute fréquence), de l'évolution « squelette », représentant sa dynamique à long terme. En répétant cette opération plusieurs fois, on obtient la décomposition d'un processus complexe en ses composantes de fréquence décroissante.

Des spectres d'analyse fréquentielle s'attachent à caractériser globalement l'évolution d'un processus sans référence à son domaine temporel. Ils présentent, sous la forme d'histogrammes, les fréquences d'épisodes se rattachant à chaque type d'évolution à un niveau d'abstraction donné (spectre des types), entre niveaux d'abstraction (spectre des granularités), ou selon l'intensité des fluctuations de l'évolution (spectre des variations d'amplitude).

PARADISE a été testé pour l'analyse multi-résolution de résultats de simulations effectuées avec le modèle proies-prédateurs, complexifié par l'adjonction d'une population de chasseurs, et le modèle de cultures EPIC<sup>7</sup> (Williams et al., 1989), simulant l'évapotranspiration du blé et du maïs en rotation annuelle sur quatre ans.

---

<sup>7</sup> *Erosion productivity impact simulator.*

### 3.3.4 Comparaison de Paradise avec d'autres approches

Contrairement au travail de DeCoste (1991) déjà cité §3.1.5, où l'interprétation d'une série de mesures est faite en référence à la trajectoire du système (reconstruction d'état dynamique), l'approche PARADISE s'apparente plus à l'analyse du signal représenté par ces mesures. Elle a été inspirée par les travaux de Cheung et Stephanopoulos sur la segmentation d'évolutions codées par des fonctions « raisonnables » du temps : continues, continûment dérivables par morceaux, admettant un nombre fini d'extrema et de points d'inflexion sur tout intervalle borné de leur domaine de définition (Cheung et Stephanopoulos, 1990a; Cheung et Stephanopoulos, 1990b). Les résultats obtenus avec PARADISE dans la décomposition de processus à dynamiques multiples sont concordants avec les méthodes classiques d'analyse du signal (décomposition de Fourier, techniques de filtrage ou de lissage). Cette méthode, basée sur une analyse locale, présente cependant l'avantage de fournir une information plus complète sur les dynamiques imbriquées dans un processus irrégulier, facilitant ainsi son interprétation, notamment en permettant la localisation temporelle de ses phases caractéristiques et d'expliquer les influences réciproques entre ses dynamiques lentes et rapides sous-jacentes.

Ce travail s'est inscrit dans la logique de diverses approches de simulation qualitative abordant la question des dynamiques multiples (Kuipers, 1987; Iwasaki, 1990; Rickel et Porter, 1992) ou de modélisation hiérarchique de systèmes écologiques (Pahl-Wostl, 1993). Ces approches reposent, cependant, sur la définition subjective ou arbitraire d'échelles de temps par des ordres de grandeur. La méthode mise en oeuvre dans PARADISE a, au contraire, un caractère objectif, en ce sens qu'elle se base uniquement sur l'évolution du processus considéré, telle qu'elle est obtenue par observation ou simulation.

Fondamentalement, PARADISE permet de convertir une évolution numérique en évolutions symboliques représentées, à différents niveaux d'abstraction, par des chaînes de caractères dénotant les évolutions élémentaires d'un processus. Cette approche va donc dans le sens du couplage de modèles quantitatifs et qualitatifs. La conversion réciproque symbolique  $\rightarrow$  numérique, non traitée dans PARADISE, paraît plus délicate, deux séries chronologiques représentables par la même chaîne symbolique ne correspondant pas forcément aux mêmes valeurs. Néanmoins, Danès (1995) a conçu dans sa thèse une méthode permettant de générer la réponse d'un système dynamique quantitatif à un signal d'entrée qualitatif du même type que les comportements générés par le simulateur QSIM (cf. §3.4 et Kuipers, 1994). En faisant l'hypothèse d'entrées bornées par des intervalles numériques connus, il génère l'ensemble des sorties du système numérique par des techniques inspirées du contrôle optimal.

### 3.3.5 Bilan de l'approche Paradise

Cette thèse a donc permis de concevoir une méthode de segmentation automatique de signaux temporels sur des critères qualitatifs (tendances et courbures) et de représenter tout processus à différents niveaux d'abstraction temporelle. Associée aux outils d'analyse développés dans PARADISE, cette méthode permet d'analyser une évolution selon ses composantes dynamiques et d'aider au choix des échelles de temps pertinentes pour simuler ou échantillonner un processus.

La comparaison de deux processus quelconques, en les ramenant à une même granularité de référence, est la suite prioritaire qui avait été envisagée pour ce travail. Les méthodes de conversion numérique  $\rightarrow$  symbolique (de PARADISE) et symbolique  $\rightarrow$  numérique (de la thèse de Danès, 1995) pourraient aussi être développées pour permettre, non seulement, le couplage de modèles quantitatifs et qualitatifs, mais, également, la comparaison réciproque



de résultats de simulation générés par ces modèles. On peut, ainsi, imaginer valider un modèle quantitatif en référence à une spécification qualitative de ses comportements (cf. §3.5.3).

Ce travail a été réalisé de 1993 à 1995 à l'unité de Biométrie et Intelligence artificielle (Inra, Toulouse). Outre la thèse de Laurent Ayrolles (Ayrolles, 1996), dont la qualité et l'originalité ont été soulignées par le jury, il a donné lieu à une publication dans une revue à comité de lecture (cf. Annexe C.3, n°2), trois conférences à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°1, 2, 3) et deux conférences sans sélection (cf. Annexe C.6, n°1 et 2). Il a également été décrit dans deux chapitres d'ouvrage (cf. Annexe C.2, n°4 et 6). Un logiciel, Paradise, a été réalisé (cf. Annexe B).

Un article, publié dans la revue *IEE Proceedings on Control Theory and Applications* en 1996, est joint en Annexe D.2 pour illustrer ce travail.

## 3.4 Modélisation qualitative de frayère à Saumon (MQF)

### 3.4.1 Genèse de MQF

Les travaux menés au sein du Graes<sup>8</sup> avaient montré que pour gérer durablement les populations de salmonidés migrateurs (Saumon, truite de mer), dont le cycle biologique alterne une phase de reproduction et alevinage en rivière et une phase de grossissement en mer, le seul contrôle de la pêche n'est pas suffisant (Prouzet et al., 1996). Afin d'intégrer les facteurs influençant la phase en eau douce, qui héberge les stades les plus critiques en termes de mortalité (oeuf, larve, alevin), on devait donc s'intéresser, outre la dynamique des populations de poissons, à la modélisation des relations existant entre les caractéristiques géographiques (physiques et humaines) du bassin versant, son hydrodynamique (ruissellement, érosion), et la qualité des frayères à Saumon.

Dans l'analyse d'un tel système, quatre blocs de processus (bassin versant, rivière, frayère, population) méritent d'être distingués, car ils correspondent à des types de connaissances et à des problèmes de modélisation différents. Un modèle démographique du cycle biologique du Saumon (numérique stochastique), dénommé CBS (Dumas et al., 1996), avait été développé par mes collègues statisticiens de l'équipe « Modélisation des grands systèmes biologiques » (BIA, Inra, Toulouse). Pour les autres processus, une approche purement quantitative était difficilement envisageable à cause du manque de données, de connaissances et de modèles adaptés. Il existait, cependant, une expertise générale sur la biologie et l'Ecologie du Saumon. Une approche qualitative pouvait donc être envisagée pour modéliser certains sous-systèmes. Parmi ceux-ci, il a été décidé de se focaliser sur le système frayère, qui subit les multiples influences du bassin versant et dont le fonctionnement est crucial pour le recrutement des populations.

L'approche de modélisation causale SIMAO, que j'avais développée, était spécifiquement adaptée aux problèmes statiques (cf. §3.1.6). Or, le caractère dynamique du système frayère et la nature continue de la plupart des variables pertinentes nous sont apparus comme devant être explicitement pris en compte. Je me suis donc orienté vers l'utilisation du simulateur qualitatif QSIM, initialement conçu pour l'interprétation qualitative d'équations différentielles ordinaires (Kuipers, 1994). QSIM permet, typiquement, la simulation

---

<sup>8</sup>Pôle de recherche « Gestion des ressources aquatiques en environnement sensible : modélisation et prévision », fondé en 1994, regroupant des chercheurs de l'Inra, l'Ifremer, le Cemagref et l'Université de Pau et des Pays de l'Adour.

de systèmes dynamiques dont les variables ont un caractère continu (bien que leur représentation formelle soit discrétisée) en déterminant, à partir d'un état initial, tous les états successeurs de l'état courant du système. En l'absence de toute information quantitative, l'ensemble des comportements qualitatifs possibles du système représenté peut, ainsi, être prédit (cet aspect fondamental de la simulation qualitative est à la fois un avantage et un inconvénient ; cf. §3.4.5).

En collaboration avec des collègues hydrobiologistes de l'Inra de Saint-Pée-sur-Nivelle (Jacques Dumas, principalement, ainsi que Patrick Davaine, Edwin Beall et Olivier Clément), j'ai donc conçu le modèle qualitatif de frayère MQF, ayant pour objectif d'évaluer la survie des jeunes stades de développement du Saumon, de la ponte à la fin de l'émergence, sous différents scénarios pluviométriques (Guerrin et Dumas, 2001a; Guerrin et Dumas, 2001b).

### 3.4.2 Représentation des connaissances dans MQF

Dans QSIM (Kuipers, 1994), le domaine de valeurs de toute variable (les nombres réels) est discrétisé par un ensemble totalement ordonné de symboles, appelés *landmarks*, représentant ses valeurs remarquables. Une variable est caractérisée, à la fois, par sa valeur (landmark ou intervalle entre landmarks successifs) et sa tendance d'évolution, correspondant au signe de sa dérivée par rapport au temps (croissante, stable, décroissante). Les relations entre variables, appelées contraintes, correspondent aux opérations sur les réels (somme, produit) et à quelques fonctions de base (dérivée, monotonie, saturation,...). La sémantique de ces contraintes étant basée sur l'algèbre des signes, l'ensemble  $\{-, 0, +\}$  constitue, dans QSIM, le vocabulaire commun évoqué §2.3.1. Spécifier, par exemple, que l'intensité de la mortalité liée à un facteur léthal est exprimée par la conjonction de la sensibilité des poissons à ce facteur et de sa pression peut être exprimé par  $I = S.P$  ( $I$  : intensité ;  $S$  : sensibilité ;  $P$  : pression). Ce produit est interprété qualitativement dans QSIM par une proposition du type :

$$(I = S.P) \implies (([I] = [S] \otimes [P]) \wedge ([dI/dt] = ([dS/dt] \otimes [P]) \oplus ([S] \otimes [dP/dt])))$$

où  $[.]$  est le signe de l'expression entre crochets, et  $\oplus$  et  $\otimes$  sont l'addition et la multiplication sur les signes. Cette proposition ne fait que spécifier, en termes de signes, les règles classiques du produit (la fameuse règle des signes) et de dérivation d'un produit.

Ce formalisme m'a permis de représenter qualitativement des équations mathématiques classiques, notamment des équations différentielles, pour rendre compte, par exemple, de la relation pluie-débit d'un cours d'eau. C'est d'ailleurs, ce pourquoi QSIM avait été conçu : toute équation différentielle ordinaire (EDO) peut être abstraite<sup>9</sup> en « équation différentielle qualitative » (EDQ). Mais QSIM m'a également permis de représenter, dans le même modèle, des variables purement qualitatives, dont les experts hydrobiologistes ne connaissaient que la forme générale. Ce fut le cas, par exemple, de la fonction non monotone spécifiant la sensibilité du Saumon au manque d'oxygène dissous selon son stade de développement, dont le graphe est en forme de chapeau. J'ai défini, pour cela, une contrainte  $H^-$ , comme l'application successive d'une contrainte de saturation croissante  $S^+$  et d'une contrainte de saturation décroissante  $S^-$  séparées par un plateau de taille variable.

Cependant, la connaissance des biologistes permettant de déterminer la transition entre stades de développement embryo-larvaires des poissons était basée sur le nombre de degrés-jours accumulés depuis la ponte. Ceci nécessitait d'interfacer un calcul arithmétique (cumul

<sup>9</sup>Cette notion d'abstraction qualitative, implique qu'une EDQ doit être regardée comme équivalant à une famille d'EDO.

de températures journalières) avec une représentation symbolique (stades de développement). Pour ce faire, j'ai utilisé l'horloge qualitative décrite par Kuipers (1994), qui génère des tops d'horloge discrets au moyen de transitions itérées sur la même EDQ, en lui adjoignant deux fonctions LISP permettant de sommer les températures journalières (liste de nombres indicés par le temps d'horloge) et de construire dynamiquement les espaces des quantités (symboliques) des variables qualitatives représentant le nombre de degrés-jours et les dates de transition entre stades.

### 3.4.3 Simulation avec MQF

La première version du modèle, rapidement développée, présentait l'inconvénient d'agréger des variables représentatives d'échelles de temps différentes :

- une échelle « lente » (de l'ordre du mois), biologique, correspondant au stade de développement des alevins et aux mortalités associées ;
- une échelle « rapide » (de l'ordre du jour), hydrologique, correspondant au colmatage de la frayère sous l'influence d'événements pluviométriques.

De ce fait, la simulation était gouvernée par l'échelle la plus rapide, plus riche en événements, ce qui avait pour conséquence d'augmenter de façon peu pertinente le nombre d'états simulés pour les variables lentes. Les branchements de simulation s'en trouvaient alors augmentés, aboutissant à un nombre excessif de comportements distincts (plusieurs dizaines). Pour résoudre ce problème, ce modèle global a été scindé en deux sous-modèles, MQF-LENT et MQF-RAPIDE, communiquant par des transitions affectant deux variables partagées.

MQF fut ainsi constitué de trois EDQ couplées (HORLOGE, MQF-LENT, MQF-RAPIDE) dont la simulation se déroulait alternativement comme suit :

1. spécification des états initiaux et des événements déterminant les transitions MQF-LENT  $\rightarrow$  MQF-RAPIDE ;
2. simulation de MQF-LENT ;
3. transition MQF-LENT  $\rightarrow$  MQF-RAPIDE, les valeurs des variables partagées sont passées dans l'état initial de MQF-RAPIDE et les variables de MQF-LENT sont « gelées » ;
4. simulation de MQF-RAPIDE ;
5. transition MQF-RAPIDE  $\rightarrow$  MQF-LENT, les nouvelles valeurs des variables partagées sont passées dans MQF-LENT et les variables de MQF-RAPIDE sont, à leur tour, gelées ;
6. reprise de la simulation de MQF-LENT ;
7. retour éventuel en (3) ou arrêt de la simulation.

### 3.4.4 Autres développements réalisés autour de MQF

Le développement de MQF s'insérait dans un projet ambitieux visant à modéliser l'ensemble des facteurs d'un bassin versant susceptibles d'influencer les populations de salmonidés migrateurs. Dans cette optique, les processus relatifs au bassin versant, à la rivière et à la population de poissons devaient également être pris en compte.

Un pilote, permettant de faire communiquer sous une interface commune le modèle démographique quantitatif CBS (écrit en S-PLUS) et le modèle qualitatif de frayère MQF (écrit en LISP), a été développé avec l'outil de prototypage TCL-TK/EXPECT par un informaticien de l'unité (Patrick Chabrier, BIA, Inra, Toulouse).

En parallèle, un travail de modélisation a été réalisé avec QSIM<sup>10</sup> pour explorer les problèmes de conversion en EDQ de modèles quantitatifs classiques de dynamique de population (mortalité, croissance individuelle, modèle logistique, modèle proies-prédateurs) et de processus hydrologiques (relation pluie-débit, érosion, transport solide, charriage). Ce travail a mis en évidence que la forme algébrique de l'expression du modèle quantitatif de départ pouvait influencer sur la nature de l'EDQ obtenue par conversion. En d'autres termes, la conversion EDO-EDQ ne peut se faire en transcrivant directement chaque opération algébrique de l'EDO en sa contrainte présumée équivalente dans QSIM, du fait que cette équivalence n'est qu'approximative<sup>11</sup>. Les résultats de simulation de l'EDQ obtenue par conversion peuvent, alors, ne pas être consistants avec ceux de l'EDO de départ. Pour résoudre ce problème, il apparaît souvent nécessaire d'ajouter des contraintes supplémentaires, afin de rendre qualitativement explicite une information implicite dans le modèle quantitatif. Nous avons ainsi ébauché la démarche de conversion EDO-EDQ suivante :

1. analyser mathématiquement l'EDO initiale dans les cas où c'est possible (comportement général, points singuliers, asymptotes,...) ;
2. la simplifier (e.g., omettre les constantes multiplicatives) et la réécrire en un système d'équations simultanées élémentaires (correspondant aux contraintes de QSIM) en introduisant des variables intermédiaires ;
3. en tenant compte de la connaissance tirée de (1), convertir ce système d'équations simultanées en EDQ : décrire l'espace des quantités de chaque variable, écrire les contraintes correspondant à chaque équation, spécifier toutes les valeurs correspondantes entre variables ;
4. simuler l'EDQ obtenue en (3) et vérifier les résultats par rapport à la connaissance tirée de (1) ;
5. si ces résultats ne sont pas satisfaisants, modifier l'EDQ par ajout progressif d'information (valeurs correspondantes, contraintes additionnelles) ;
6. sinon, réécrire l'EDO sous une forme algébrique équivalente et reprendre en (1).

Parmi les facteurs de non satisfaction (cf. étape 5), se trouve la génération d'un nombre excessif de comportements (plusieurs dizaines voire, dans certains cas, plus d'une centaine), ne différant que par des détails sans importance et rendant extrêmement difficile l'exploitation des résultats de simulation.

### 3.4.5 Comparaison de MQF avec d'autres approches

La littérature consacrée à la modélisation du fonctionnement de frayères à Saumon conclut unanimement à la difficulté de prédire quantitativement, même de façon approchée, la mortalité des poissons à chaque stade de développement en fonction des facteurs d'environnement. Les simulations produites par les quelques modèles numériques existants, basés sur des données éminemment incertaines et imprécises, sont, de fait, interprétées sur un mode qualitatif en termes d'influences entre variables. Ces jugements, portés par de nombreux auteurs, ont donc conforté notre choix de la modélisation qualitative pour représenter le système frayère. Les résultats obtenus par simulation de MQF ont, en effet, été corroborés par l'expertise disponible : celle synthétisée par Chapman (1988) dans une

<sup>10</sup>Travail non publié, réalisé au cours du stage de Rachidi Bina en 1997 (cf. §6.1.2).

<sup>11</sup>Dans QSIM, par exemple,  $x + y = z$  n'est pas strictement équivalent à  $x = z - y$  ; dans le cas où  $x > 0$ ,  $y < 0$ ,  $(x + y = z) \Rightarrow [z] = \{-, 0, +\}$  alors que  $(x = z - y) \Rightarrow [z] = \{0, +\}$ , la solution de la seconde contrainte est moins ambiguë que celle de la première.

revue de plus de 70 articles et celle issue des résultats empiriques de Lisle et Lewis (1992). Une discussion des résultats obtenus avec MQF au regard de cette expertise figure dans la deuxième partie de l'article que nous avons publié sur ce travail (Guerrin et Dumas, 2001b).

La pluralité des comportements générés par QSIM est à la fois un avantage et un inconvénient. L'avantage tient à la garantie formelle que tout comportement possible sera nécessairement prédit (Kuipers, 1994). L'inconvénient est que tout comportement prédit n'est pas nécessairement possible. C'est le problème des *spurious behaviors*, comportements physiquement « faux », au sens où ils ne correspondent pas à des solutions de la famille d'EDO équivalente à l'EDQ simulée. En outre, certains comportements possibles, ne différant que par des détails sans importance, ne font qu'obscurcir la compréhension du système simulé. Cette prolifération de comportements résulte de l'ambiguïté due au manque d'information contenue dans le modèle (manque de contraintes) ou, au contraire, dans son détail excessif (variables et landmarks trop nombreux) multipliant les occasions de branchement. Elle se manifeste, même dans le cas de modèles relativement simples, selon deux formes principales (Fouché, 1992) :

- comportement erratique (*chattering behavior*), lorsque la dérivée d'une variable n'est pas suffisamment contrainte ;
- branchement événementiel (*occurrence branching*), lorsqu'il est impossible d'ordonner temporellement plusieurs événements (atteinte d'un landmark ou d'un état stable).

A la période où nous nous penchions sur ces problèmes, une présentation faite au *QR'97 Workshop* proposait une démarche de révision de modèles qualitatifs et une panoplie d'outils intégrés dans QSIM pour aider à les résoudre (Clancy et al., 1997). Ses recommandations sont largement cohérentes avec nos propres conclusions : nécessité de simplifier le modèle et de le sur-contraindre en procédant, largement, par essais-erreurs... Une approche plus radicale, qui m'a parue très intéressante à développer, est l'utilisation de l'information numérique dont on peut disposer : soit, pour encadrer par des bornes numériques certains landmarks et fonctions monotones d'une EDQ (Berleant et Kuipers, 1990) ; soit, pour constituer dynamiquement l'enveloppe des comportements qualitatifs simulés par une EDQ en simulant conjointement un système d'EDO extrémales (Kay, 1996). Ces idées sont reprises dans les perspectives de recherche décrites §3.5.

### 3.4.6 Bilan de l'approche MQF

QSIM m'a permis, relativement facilement, de représenter la connaissance « hybride » des biologistes sur le fonctionnement des frayères à Saumon, qui alliait une majorité de variables symboliques à une minorité de variables numériques. Ainsi, il a été possible de convertir une suite de températures (numériques) en stades de développement (symboliques) par l'intermédiaire d'une horloge (symbolique) mise en correspondance avec un temps discret (numérique). Ce développement original constituait une tentative pour introduire les notions de date et de durée temporelle dans un formalisme d'où elles sont absentes, ce qui est un handicap majeur pour l'utilisation de tels modèles en situation de gestion. Par ailleurs, la transcription d'EDO en EDQ ne pose pas de problèmes insurmontables, si l'on s'inspire de la démarche ébauchée §3.4.4. En se basant sur les critères de vérification (capacité à représenter les phénomènes étudiés) et de validation (adéquation aux objectifs poursuivis) de modèles (Rykiel, 1996), on peut juger relativement concluantes les expériences réalisées avec QSIM.

Par contre, la génération d'un nombre excessif de comportements (cf. supra) constitue la plus sérieuse limite à l'utilisation de QSIM au-delà de la simulation qualitative d'EDO (cible initiale de QSIM). Dans le cas de systèmes pour lesquels on ne dispose que d'expertise

informelle, la mise au point d'EDQ donnant des simulations exploitables est, en pratique, pénible. Par conséquent, malgré ses grandes qualités et son élégance, QSIM me paraît clairement inadapté pour simuler des systèmes complexes de grande taille comme ceux auxquels je m'intéresse<sup>12</sup>, surtout dans une perspective d'aide à la gestion où la quantification du temps est fondamentale.

Ce travail a été réalisé en 1996-1997 à l'unité de Biométrie et d'Intelligence artificielle (Inra, Toulouse) dans le cadre du Pôle de recherche « Gestion des ressources aquatiques en environnement sensible : modélisation et prévision » (GRAES), regroupant l'Inra, l'Ifremer, le Cemagref et l'Université de Pau et des Pays de l'Adour. Il a donné lieu à une communication au QR'97 Workshop (cf. Annexe C.5, n°26), à deux colloques nationaux (cf. Annexe C.6, n°4 et 8), et à un article en deux parties publié dans la revue *Biosystems* (cf. Annexe C.3, n°14 et 15). Le modèle MQF a été réalisé avec le simulateur Qsim (cf. Annexe B).

Un article en deux parties, publié dans la revue *Biosystems* en 2001, est joint en Annexe D.3 pour illustrer ce travail.

## 3.5 Combinaison des approches quantitative et qualitative

### 3.5.1 Esquisse d'une problématique

La communauté du Raisonnement qualitatif conçoit ses travaux en complément, et non en opposition, aux méthodes quantitatives (Travé-Massuyès et al., 1997b). Un espace des quantités, décrit par un ensemble de symboles ordonnés, est une abstraction du domaine réel et l'on tâche de faire en sorte que la manipulation formelle de ces symboles préserve leur cohérence avec leurs équivalents numériques<sup>13</sup>. Un modèle qualitatif peut donc être vu comme l'abstraction d'une famille de modèles numériques (Travé-Massuyès et al., 2003). De plus, s'il est vrai qu'une partie importante des connaissances est difficilement quantifiable et peu formalisée dans mes domaines d'application (systèmes écologiques, bioprocédés, systèmes de production agricoles), il y existe, quand même, de nombreuses données et modèles quantitatifs dont il serait absurde de se passer. L'intégration dans un même cadre méthodologique des approches de modélisation quantitative et qualitative doit donc être envisagée (il s'agit même de la perspective prioritaire de la communauté aujourd'hui ; cf. Price et al., 2006).

La réflexion qui suit a été inspirée par le projet, conçu en 1997 avec mes collègues statisticiens R. Faivre et J. Badia (BIA, Inra, Toulouse), de coupler mon modèle qualitatif de frayère MQF à leur modèle quantitatif du cycle biologique du Saumon CBS (cf. §3.4.4). Le passage inverse, du numérique au symbolique, abordé dans la thèse de L. Ayrolles, nous avait également posé questions (cf. §3.3). Nous avons alors commencé à définir une problématique de recherche générale sur l'étude des rapports entre modélisation qualitative et quantitative, et élaboré un profil de recrutement sur ce thème (Badia et al., 1996)<sup>14</sup> qui distinguait entre :

- la traduction entre valeurs numériques et symboliques ;
- l'intégration fonctionnelle de modèles quantitatifs et qualitatifs.

<sup>12</sup> Avec 40 variables, MQF fait figure de très gros modèle qualitatif. A comparer avec les 6 000 variables de base du modèle APPROZUT et les 2 400 du modèle MAGMA développés plus tard sur des cas de taille réaliste (cf. §4.1.2).

<sup>13</sup> Même les symboles manipulés dans SIMAO (§3.1) ou dans DUAL (§3.2) sont ordonnés en référence à une métrique et ne sont donc pas purement symboliques, au sens de « nominal ».

<sup>14</sup> Ce poste de CR2 Inra, ouvert au concours en 1997, n'a finalement pas été pourvu.

Dans le premier cas, il s'agit d'élaborer des procédures permettant le couplage de modèles (les sorties de l'un étant prises comme entrées de l'autre). Dans le deuxième cas, il s'agit de vérifier la consistance réciproque de modèles de structures différentes, leur capacité de représentation, et leur adéquation aux objectifs de modélisation.

### 3.5.2 Traduction numérique-symbolique

Opérer une traduction entre valeurs numériques et valeurs symboliques consiste à définir une fonction d'affectation (au sens large) d'un ensemble de nombres vers un ensemble de symboles ou, réciproquement, d'un ensemble de symboles vers un ensemble de nombres. Très généralement, la définition de telles fonctions relève de l'expertise du domaine. Par exemple des taux de survie de  $\approx 100\%$  à la ponte,  $\approx 90\%$  au stade oeillé,  $\approx 60\%$  à l'éclosion,  $\approx 40\%$  à la fin de l'émergence, seront tous qualifiés « d'excellents ». De la même façon, pour chaque stade, un expert pourra définir les qualificatifs « bon », « moyen », « mauvais », etc. Cette qualification de valeurs est donc obtenue par une fonction du type  $\{\text{stade}\} \times \{\text{taux\_de\_survie}\} \rightarrow \{\text{qualité}\}$  dont l'image est constituée d'éléments  $(\text{symbole}, \text{nombre}) \mapsto \text{symbole}$ . Inversement, on peut avoir l'affectation de valeurs numériques (ou d'intervalles) à des labels symboliques du type :  $\text{symbole} \mapsto (\text{nombre}, \text{nombre})$ . C'est par ce biais qu'un premier degré d'introduction d'information quantitative est possible dans QSIM à travers les extensions Q2 et Q3 (Berleant et Kuipers, 1992; Kuipers, 1994), qui permettent de filtrer la production de comportements qualitatifs ne satisfaisant pas aux contraintes interprétées, d'abord, qualitativement, puis, numériquement (algèbre d'intervalles). La théorie des ensembles flous (Zadeh, 1975) permet aussi d'associer un domaine numérique à un ensemble de concepts (symboliques) et une distribution de possibilités :  $\text{nombre} \mapsto (\text{symbole}, 0 < \text{nombre} < 1)$ . Cette opération de fuzzification et sa réciproque (défuzzification) sont indispensables dans la commande floue pour passer de règles d'expertise imprécises ou symboliques à des commandes numériques précises. De façon semblable, la méthode d'abstraction développée dans la thèse de Laurent Ayrolles (cf. §3.3) peut être vue comme la composition de fonctions permettant de passer d'un ensemble de couples numériques  $\{(\text{valeur}, \text{date})\}$  (une série chronologique), à un ensemble de symboles  $\{A, B, C, D\}$  (épisodes triangulaires), puis à d'autres symboles  $\{BD, CA, BA, CD\}$  (épisodes trapézoïdaux)... Ces symboles ont une sémantique liée au numérique (par exemple, pour les épisodes triangulaires désignés par  $A, B, C, D$ , les signes des dérivées et les coordonnées des points singuliers de l'évolution de départ).

On pourrait citer encore d'autres exemples de traduction entre numérique et symbolique. Bien entendu, selon la nature des ensembles de départ et d'arrivée permettant de les définir, ces « fonctions » auront des propriétés très différentes (simple affectation, application, surjection, etc.) qui vont déterminer l'utilisation que l'on peut en faire dans un système automatisé (leur composabilité, par exemple). Envisager l'ensemble des cas utiles et tenter de les traiter dans un formalisme algébrique cohérent, nous a paru être une voie de recherche à engager. Dans cette optique, les méthodes d'« analyse des données symboliques » (Diday, 1993), visant à construire et manipuler des objets complexes caractérisés, à la fois, par des conjonctions de descripteurs symboliques et des valeurs numériques pouvant avoir différentes sémantiques (booléen, probabilité, possibilité, crédibilité), méritent l'attention. De tels objets peuvent permettre d'exprimer, en extension ou en intension, des connaissances expertes, imprécises ou incertaines.

### 3.5.3 Intégration fonctionnelle de modèles quantitatifs et qualitatifs

#### Aide à la conception de modèles

Toute modélisation requiert une simplification du réel nécessitant le choix de variables pertinentes, l'établissement de relations entre elles, et la détermination de la forme de ces relations. Très généralement, ce travail débute par une représentation conceptuelle permettant de définir un point de vue sur le système à modéliser, d'agencer des idées sur la structure du modèle et de faire des choix de modélisation (cette démarche est courante en ingénierie pour l'analyse préliminaire et la conception de systèmes ; cf. Tessler et al., 1996). Il s'agit, souvent, de représentations graphiques (diagrammes, graphes, etc.) ayant une capacité d'expression importante et, de ce fait, précieuses pour faciliter la communication entre modélisateurs et experts du domaine d'application. Par contre, ces représentations conceptuelles n'ont, par elles-mêmes, aucune capacité inférentielle. L'idée est d'utiliser des modèles qualitatifs comme représentations intermédiaires entre ces représentations graphiques et les modèles numériques à concevoir (cf. la comparaison entre spécification qualitative et modèle numérique avec QDES, par Bernard Yannou, chap. 10, *in* Travé-Massuyès et al., 1997a). A la différence notable des représentations graphiques, ces modèles qualitatifs sont simulables (cf. l'automatisation du raisonnement sur des diagrammes de Tessler et al., 1996). Leur utilisation peut donc aider à tester, par simulation, des choix de modélisation sans s'embarasser, dans un premier temps, des problèmes d'estimation des paramètres et de calibrage du modèle numérique. Ce projet, visant à intégrer dans une démarche d'ingénierie cohérente l'utilisation de modèles qualitatifs et quantitatifs renvoie à la notion de « simulateur auto-explicatif » de Forbus et Falkenhainer (1992). Les applications envisagées sont notamment :

- l'interprétation de résultats de simulation, locale (interprétation d'état) ou globale (interprétation d'évolution), afin de procurer une explication intelligible conçue en référence à la structure ou à la dynamique du système ;
- la vérification ou la validation de modèles basées sur la comparaison automatique entre une évolution simulée et une évolution de référence, simulée par un autre modèle ou observée sur le système réel ;
- le pilotage « intelligent » de simulations faisant successivement appel à différents modèles selon le contexte défini par le mode de fonctionnement du système représenté ;
- la réutilisation d'alternatives de conception pour l'écriture de nouveaux modèles.

Ce projet est à l'ordre du jour de la communauté du Raisonnement qualitatif (Price et al., 2006). Dans cette perspective, plusieurs questions abordées dans la thèse de Laurent Ayrolles mériteraient d'être développées : interprétation et comparaison de processus, aide au choix du pas de temps de simulation ou de la fréquence d'échantillonnage de processus observé (cf. §3.3).

#### Conversion de structures de modèles

Au-delà de la comparaison entre résultats de simulation quantitative et qualitative, on se pose plus fondamentalement la question de gérer l'écart sémantique entre représentations de types différents, déterminante pour opérer une conversion entre structures de modèles : Comment peut-on passer d'une représentation qualitative à une représentation quantitative équivalente et inversement ? Quelles sont les garanties formelles d'équivalence dont on doit s'entourer ? Ce passage peut nécessiter des étapes préalables de manipulation algébrique (cf. la conversion EDO-EDQ, §3.4.4). La validité de ce type de transformations doit être vérifiée et, si possible, prouvée formellement, en établissant au minimum que toute solution



du modèle le plus précis (e.g., une EDO) soit incluse dans la solution du modèle le plus abstrait (e.g., une EDQ), la réciproque n'étant généralement pas vraie (Travé-Massuyès et al., 2003).

D'autre part, le passage d'une structure quantitative (définie sur les réels) à une structure qualitative (définie sur une partition imprécise des réels) s'accompagne généralement d'une perte de pouvoir inférentiel. Par exemple, dans MQF (cf. §3.4), une série de degrés-jours calculée par sommation de valeurs numériques, bien que représentée dans le modèle qualitatif par une suite de chiffres, a perdu sa sémantique de nombres pour ne plus être qu'une suite de symboles ordonnés. On doit donc se poser la question de savoir si la perte d'information occasionnée par l'abstraction quantitatif-qualitatif est acceptable par rapport à l'objectif visé par la modélisation. Trouver les moyens de gérer et d'accroître, si nécessaire, le pouvoir inférentiel de la simulation qualitative en conservant les propriétés désirables des opérations homologues du quantitatif est un enjeu pouvant permettre, à terme, une abstraction progressive entre modèles : du plus précis au plus abstrait. Dans cette perspective, on peut envisager d'exploiter l'ordre partiel existant, très généralement (si l'on excepte mes propres travaux, SIMAO et DUAL), sur les espaces des quantités de variables qualitatives distinctes, en utilisant la théorie des treillis<sup>15</sup> (Davey et Priestley, 1990). D'autres méthodes, comme l'ordonnancement causal (Iwasaki et Simon, 1990), permettant de transformer une EDO en graphe causal, peuvent permettre d'ouvrir la voie d'un raisonnement explicatif prenant en compte la structure causale d'un système représenté par un modèle numérique.

---

<sup>15</sup>Ensembles munis d'une relation d'ordre tels que deux éléments quelconques possèdent en commun une plus petite borne sup (supremum) et une plus grande borne inf (infimum).



## Chapitre 4

# Modélisation intégrée de systèmes de production agricoles

### 4.1 Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité – Gestion des effluents d'élevage à la Réunion (ATP 99/60)

#### 4.1.1 Genèse de l'ATP 99/60

La viabilité des systèmes d'élevage est de plus en plus conditionnée par leur capacité à résorber leurs effluents tout en respectant de multiples contraintes. Cet enjeu est très important à la Réunion où l'élevage, surtout localisé dans les Hauts de l'île, dispose de peu de surfaces d'épandage, l'essentiel de la sole cultivée se trouvant dans les Bas<sup>1</sup>. Dès 1995, des enquêtes en exploitations avaient été réalisées sous la houlette de J.-M. Paillat (Cirad-Tera, La Réunion) afin d'étudier les pratiques de gestion des effluents d'élevage et de la fertilité des sols par les agriculteurs. Ce travail a conduit à définir une problématique d'organisation de transferts de ces matières organiques (MO) en considérant deux niveaux de gestion (Paillat, 1998) :

1. individuel : l'exploitation agricole, où doivent s'organiser les transferts des ateliers d'élevage vers les parcelles cultivées ;
2. collectif : le territoire, où doivent s'organiser les transferts des exploitations excédentaires vers les exploitations déficitaires.

A ces deux niveaux, il s'agit de trouver les moyens permettant d'adapter qualitativement et quantitativement l'offre de MO des élevages à la demande des cultures. Ces moyens peuvent être d'ordre organisationnel (synchronisation de flux) ou technologique (procédé de transformation).

Cette problématique a été traitée dans l'action thématique programmée « Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité – Gestion des effluents d'élevage à la Réunion » (ATP 99/60), que j'ai animée avec J.-M. Paillat de 1999 à 2002 (Guerrin et Paillat, 2003a; Guerrin et Paillat, 2003b). Cette ATP a impliqué 5 équipes de l'Inra (1 BIA, 1 SAD, 3 EA), 4 du Cirad (2 Tera, 2 CA) et une équipe de l'université de la Réunion,

---

<sup>1</sup>L'élevage, développé sur un mode intensif à la fin des années 1980 dans les Hauts, produit sous forme d'effluents plus de 2 000 tonnes d'N/an, soit 75% de l'N des déchets organiques produits dans l'île. La superficie agricole épandable, inférieure à 17 000 ha, est principalement située dans les Bas où elle est menacée par la pression croissante d'usages concurrents (notamment, l'urbanisation).

dans une approche commune interdisciplinaire (agronomie, technologie, économie, modélisation, informatique). Celle-ci a consisté à construire des modèles de simulation, intégrant la connaissance des pratiques des agriculteurs et les références agronomiques pertinentes (Aubry et al., 2006), pour comparer différentes stratégies de gestion des flux de MO selon des critères d'efficacité biotechnique et de risque environnemental. Trois modèles principaux ont ainsi été construits pour répondre à trois grandes situations de gestion :

- MAGMA, développé avec le logiciel VENSIM, pour simuler les transferts entre élevages et cultures au sein d'une exploitation (Guerrin, 2001) ;
- BIOMAS<sup>2</sup>, développé sur la plate-forme multi-agents GEAMAS (Marcenac et al., 1998), pour simuler les transferts entre exploitations excédentaires et déficitaires en MO (Courdier et al., 2002) ;
- APPROZUT, également développé avec VENSIM, pour simuler l'approvisionnement d'une unité collective de traitement d'effluents à partir de multiples élevages (Guerrin, 2004).

D'autres outils de simulation, destinés à tester le couplage de modèles hétérogènes ou à traiter d'aspects complémentaires (évaluation environnementale, choix de procédé de traitement), ont également été développés dans le cadre de cette ATP (cf. §4.1.4).

#### 4.1.2 Représentation des connaissances de gestion de flux

La connaissance des pratiques de gestion des effluents d'élevage et de la fertilité des sols par les agriculteurs a été acquise à partir d'enquêtes menées dans près de 200 exploitations réunionnaises de 1995 à 2000 (Aubry et al., 2006). Une typologie a été construite pour représenter la diversité des exploitations selon des critères structurels corrélés aux problèmes de gestion de MO (notamment, le ratio UGB/SAU<sup>3</sup>). Cette typologie distingue 3 grands types d'exploitations, détaillés en 9 sous-types, eux-mêmes déclinés en 26 exploitations types, définies par leur contexte agro-climatique, leurs caractéristiques structurelles et leurs stratégies de gestion (Paillat, Aubry et Médoc, 2003). Un « modèle d'action » (cf. le concept de *modèle général* de Sebillotte et Soler, 1988; Duru et al., 1988) a également été réalisé pour synthétiser l'ensemble des connaissances (paramètres structurels des exploitations, modalités et règles de gestion des MO) résultant de l'analyse des pratiques (Aubry et al., 2006). Ce modèle conceptuel distingue 5 modules fonctionnels de gestion des MO : production, stockage, épandage, transformation, importation et exportation. C'est essentiellement sur la base de ces connaissances qu'ont été développés tous les modèles de gestion de flux réalisés dans l'ATP 99/60 (cf. §4.1.1 et 4.1.4) et dans la thèse menée en parallèle (cf. AT&MC, §4.2).

Quel que soit le formalisme employé, ces modèles partagent une représentation conceptuelle et un objectif communs : la simulation de transferts de matière entre un ensemble d'unités de production (UP) et d'unités de consommation (UC) représentées par des stocks. Ils permettent de répondre aux questions classiques de gestion de flux<sup>4</sup> :

- qui ? (quelle UP doit transférer ses matières ?) ;
- où ? (vers quelle UC ?) ;
- quand ? (selon quel calendrier, événement,... ?) ;

---

<sup>2</sup>BIOMAS a été conçu et développé en partenariat avec Rémy Courdier et de nombreux étudiants de l'Institut de recherches en mathématiques et informatique appliquées (Iremia) de l'Université de la Réunion. Ce système en permanente évolution est le fruit d'une collaboration Cirad-Iremia que nous avons initiée en février 1998 et qui se poursuit encore aujourd'hui.

<sup>3</sup>UGB : unités de gros bétail ; SAU : surface agricole utile.

<sup>4</sup>C'est également, pour les théoriciens de l'action, la chaîne des questions susceptibles d'être posées sur l'action « en général » (Ricoeur, 1990).

- comment ? (avec quelles ressources de transport, de force de travail... ?) ;
- combien ? (en quelle quantité ?).

Les systèmes réels de production-consommation d'effluents (exploitations ou collectifs d'exploitations) sont donc modélisés par des réseaux de stocks connectés par des flux, ces réseaux ayant des configurations différentes selon les cas. Les stocks, représentés par des variables continues, possèdent un flux d'alimentation, un flux de vidange et un flux de débordement. Les transferts des UP vers les UC sont réalisés par des actions (vidange, transport, épandage), représentées par des variables discrètes (elles ont lieu ou pas), dont le contrôle (déclenchement, persistance, interruption) est soumis à la satisfaction de contraintes de gestion, notamment temporelles. Ces modèles, comportant, à la fois, des variables continues et discrètes, se rattachent donc tous à la famille des systèmes dynamiques hybrides (Zaytoon, 2001).

Les principaux concepts sous-jacents au modèle MAGMA pour simuler les dynamiques de transfert entre UP et UC sont les suivants :

Stock, codée par une équation différentielle ordinaire exprimant la différence entre flux de production (continu ou discontinu) et flux de consommation (discontinu).

Horloge, permettant de représenter les échelles de temps caractéristiques de processus variés, codée sous la forme d'une fonction linéaire continue par morceaux.

Événement déclenchant l'action (EDA), généré de façon exogène (top d'horloge) ou endogène (franchissement de seuil d'alerte par un stock), codé sous la forme d'une fonction binaire.

Date de début d'action, déterminée après la fin d'un EDA selon des contraintes prenant en compte l'occurrence de perturbations (e.g., pluie), la disponibilité de ressources (matières à transférer, force de travail), des règles de gestion (e.g., possibilités de délai ou de report).

Durée d'action, dépendant de règles de gestion (quantités à transférer, priorités entre actions), de contraintes logistiques (capacité et temps de transport), d'événements détectés sur certains processus.

Action proprement dite, déterminée par sa date de début, sa durée et des contraintes de persistance (perturbations, disponibilité de ressources), également codée par une fonction binaire.

Flux de consommation, représentant l'effet des actions de transfert des UP vers les UC, déterminé par le produit entre le temps journalier alloué à chaque action selon sa priorité et sa vitesse de réalisation calculée à partir de contraintes logistiques (capacité et temps de transport).

La conjonction dans MAGMA de variables continues, représentant les flux de matière, et de variables discrètes, représentant les événements, permet ainsi de représenter l'action et ses effets sur les stocks. Ces concepts ont été réutilisés avec quelques variantes dans les modèles BIOMAS et APPROZUT (cf. §4.1.2). Leur généralisation sous la forme d'un cadre générique de modélisation de l'action est en cours (cf. §4.4).

#### 4.1.3 Simulation avec un modèle de gestion de flux : Magma

MAGMA a été conçu pour simuler dynamiquement des stratégies de gestion des effluents d'élevage spécifiées par un jeu de paramètres caractérisant la structure d'une exploitation et les pratiques de l'exploitant. A l'instar du modèle OTELO (Papy et al., 1988), MAGMA génère, à partir de la spécification du système de production et de contraintes (ressources,

plan de charge, règles d'organisation, climat), un calendrier de travaux (actions d'épandage dans MAGMA, opérations culturales dans OTELO). Mais à sa différence, MAGMA génère, également, les conséquences « physiques » induites par la réalisation de ces travaux (stocks de ressources et de produits), qui interagissent dynamiquement sur la production du calendrier simulé. Celui-ci apparaît, alors, plus comme le produit de l'action que le résultat d'un ordonnancement *a priori* comme dans OTELO. Les sorties de MAGMA permettent ainsi d'évaluer des stratégies de gestion d'effluents d'élevage selon différents indicateurs :

- de risque environnemental (quantités d'azote correspondant aux débordements de stocks d'effluents, aux épandages sur friche et à la surfertilisation des cultures) ;
- agronomiques (quantités d'azote épandues par hectare cultivé et par an) ;
- économiques (temps de travaux liés aux épandages, distances parcourues) ;
- organisationnels (fréquence et répartition temporelle des épandages).

Des essais d'utilisation de MAGMA effectués auprès de deux éleveurs<sup>5</sup>, l'un porcin, l'autre bovin-laitier, ont mis en évidence l'intérêt de la confrontation à la réalité pour améliorer le modèle, mais aussi, la difficulté d'obtenir les données spécifiques à une exploitation, souvent méconnues par l'exploitant lui-même. Les estimations de certains paramètres à partir d'indications approximatives peuvent, alors, affecter la validité des conclusions tirées des simulations et rendent difficile l'utilisation du modèle en aide à la décision, de même que sa validation « objective ».

L'utilisation de MAGMA sur des cas types issus de la typologie d'exploitations réalisée par Paillat, Aubry et Médoc (2003), afin d'évaluer et de concevoir des stratégies de gestion, a également été envisagée. En prenant comme exemple un type d'exploitation fréquemment rencontré à la Réunion (noté « ET20 »), nous avons tenté de formaliser une telle démarche (Paillat, Guerrin, Médoc et Aubry, 2003). Celle-ci consiste à simuler un scénario de base, représentant la situation actuelle de l'exploitation considérée, puis, à l'améliorer, en introduisant des modifications d'importance croissante permettant d'obtenir des résultats jugés acceptables selon les indicateurs ci-dessus. Nous avons distingué plusieurs niveaux d'intervention selon que ces modifications portent sur :

1. des règles de gestion des effluents ;
2. des éléments matériels (stockages, machines, équipement,...) ;
3. le mode de production de l'exploitation (redéfinition des systèmes d'élevage et de cultures pouvant aller jusqu'à un changement de type).

Cette gradation des modifications introduites dans les scénarios de simulation correspond, du point de vue de la gestion de l'exploitation, à la remise en cause de choix :

1. d'abord, opérationnels, de très court terme (moins d'un cycle de production) ;
2. ensuite, tactiques, de moyen terme (au moins un cycle de production) ;
3. enfin, stratégiques, correspondant à des décisions structurelles de plus long terme (plusieurs cycles de production).

L'objectif de cette démarche est, conformément à la conception de Papy (2001), non seulement de comprendre « les bonnes raisons que les agriculteurs ont de faire ce qu'ils font » mais, surtout, de comprendre leurs marges de manoeuvre et d'en découvrir de nouvelles.

Les connaissances acquises au cours des simulations sont capitalisées par une trace écrite, rédigée par l'utilisateur, décrivant son interaction avec le modèle. Ce document doit comporter, à chaque étape du processus : les questions posées avant la simulation,

---

<sup>5</sup>Travail, non publié, réalisé en collaboration avec Christine Aubry (Inra-Sad) au cours du stage de Gabrielle Viard en 2000 (cf. §6.1.2).

les hypothèses émises et le scénario conçu pour les tester, les réponses et les explications obtenues par interprétation des résultats de simulation, les nouvelles questions soulevées..., jusqu'à l'obtention de stratégies jugées acceptables. Un document de synthèse récapitule l'ensemble des connaissances acquises au cours de ce processus « abductif », consistant à formuler des conjectures puis à les tester par simulation, pour parvenir progressivement à une explication plausible, mais non certaine, du fonctionnement du système étudié. Le cheminement du raisonnement y est représenté sous la forme d'un graphe chronologique des simulations effectuées, accompagné de la description des scénarios testés, des résultats obtenus et des conclusions tirées (acceptation du scénario courant ou test d'un nouveau scénario). La comparaison des scénarios jugés acceptables est effectuée pour chacun des indicateurs d'évaluation, afin d'aider au choix final de la stratégie paraissant réaliser le meilleur compromis.

Cette démarche de simulation, appliquée à l'exploitation type ET20, comportant des élevages hors-sol (porcs, volailles) et des cultures (canne à sucre, maraîchage), a montré :

- l'intérêt de raisonner sur la dynamique du système plutôt que par le biais de bilans statiques trompeurs (le problème revient, en fait, à synchroniser les dynamiques d'offre et de demande d'effluents ignorées par un bilan annuel) ;
- l'efficacité de décisions tactiques (e.g., extension des capacités de stockage d'effluents, compostage pour résorber les excédents aux périodes critiques).

#### 4.1.4 Autres développements réalisés dans l'ATP 99/60

Afin de tester le couplage de formalismes ou de plate-formes de simulation, deux modèles destinés à reproduire les situations de gestion collective traitées respectivement par le système multi-agents BIOMAS et par APPROZUT (cf. §4.1.2) ont été réalisés. Il s'agit de :

- MAGMAS<sup>6</sup>, associant MAGMA et la plate-forme multi-agents CORMAS (Bousquet et al., 1998), pour simuler les transferts entre exploitations (Martin et al., 2001) ;
- APPROZUT II<sup>7</sup>, combinant équations différentielles ordinaires (stocks) et programmation linéaire en nombre entier (transferts) sous MATLAB-SIMULINK, pour simuler l'approvisionnement d'une unité de traitement (Hélias et al., 2001).

Ces systèmes couplés se sont révélés, à l'expérience, limités dans leur capacité de représentation et leurs performances de simulation.

Un autre système multi-agents, ECHOS, a été développé par Farolfi et al. (2002) sur la plate-forme CORMAS (Bousquet et al., 1998) pour simuler l'impact d'instruments de politique environnementale (redevances, subventions,...) sur les transferts d'effluents de zones d'élevage vers des zones de cultures.

Afin d'évaluer les impacts agronomiques et environnementaux des épandages simulés avec MAGMA, un modèle mécaniste, MOBE5<sup>8</sup>, en grande partie basé sur les équations des modèles STICS (Brisson et al., 1998) et STAL (Morvan, 1999), a été réalisé pour simuler les flux d'azote résultant des principaux processus biophysiques concernés par l'épandage de MO : volatilisation de l'ammoniac, minéralisation et réorganisation dans le sol, ruissellement et lessivage, absorption par les plantes. Bien que des expérimentations aient été faites au cours de l'ATP sur les deux premiers processus (Génermont et al., 2003; Morvan et al., 2003), les données disponibles se sont révélées insuffisantes pour permettre le para-

<sup>6</sup>Travail réalisé dans le cadre des vatariats d'Eric Piquet et Manuel Martin en 2001-2002 (cf. §6.1.3), sous la direction de Christophe Le Page (Cirad-Tera, Montpellier).

<sup>7</sup>Travail réalisé au cours du stage d'Arnaud Hélias en 2000 (cf. §6.1.2).

<sup>8</sup>« Modèles biophysiques pour l'évaluation environnementale de l'épandage d'effluents d'élevage », travail non publié, réalisé au cours du stage de Laurence Tommasino en 1999 (cf. §6.1.2).

métrage des modèles MOBE5 ou STICS. Ceux-ci n'ont donc pas pu être utilisés pour estimer valablement l'impact des pratiques d'épandage en termes de flux d'azote dans le contexte pédoclimatique de la Réunion (Ruiz, 2003).

Par ailleurs, un outil sur tableur, MACSIZUT<sup>9</sup>, a été conçu pour calculer les bilans matières et évaluer les coûts d'investissement et de fonctionnement d'unités de traitement de lisier de porc selon les 11 procédés agréés par les Agences de l'Eau (Farinet et al., 2003). Cet outil, développé par J.-M. Paillat et Jean-Luc Farinet (Cirad, Montpellier), a été utilisé en situation de gestion avec les acteurs agricoles de Grand Ilet, à la Réunion, par J.-M. Médoc (cf. §4.5).

#### **4.1.5 Comparaison des travaux de l'ATP 99/60 avec d'autres approches**

##### **Gestion des effluents d'élevage à l'échelle d'exploitations ou de territoires**

A l'inverse des approches « technologiques » de la gestion d'effluents, principalement focalisées sur la mise au point de procédés de traitement (Buerton et Turner, 2003), nous avons mis l'accent sur la dimension globale du problème de transfert de fertilité, le traitement n'étant qu'un moyen parmi d'autres à intégrer dans une chaîne logistique où les pratiques individuelles ou collectives des acteurs sont explicitement prises en compte. Notre approche concerne donc une échelle beaucoup plus large que celle de la parcelle, du système de culture ou de l'atelier de production animale, que certains collègues agronomes « système » jugent, à présent, souhaitable de dépasser, afin de raisonner l'aide à la gestion en prenant en compte l'interdépendance de ces unités productives (Papy, 2001; Coléno et Duru, 2005). Elle embrasse l'exploitation prise dans sa globalité, vue comme un ensemble d'ateliers et de systèmes de cultures en interaction, voire un ensemble d'exploitations en relation au sein d'une micro-région (ces cas sont respectivement traités par nos modèles MAGMA et BIOMAS).

Si Thornton et Herrero (2001) proposent une approche de « modélisation participative » très comparable à la nôtre, jusque dans le détail des différentes étapes conduisant de la collecte d'information à l'utilisation de modèles avec les acteurs, la plupart des travaux concernant la gestion des effluents d'élevage trouvés dans la littérature ne comprennent qu'une partie seulement de ces étapes.

Les enquêtes en exploitations sont rares et se limitent souvent à la collecte de données structurelles (Meyer et al., 1997; Stonehouse et al., 2002), au recueil de déclarations d'agriculteurs (Motavalli et al., 1997; Smith et al., 2001a; Smith et al., 2001b) ou au prélèvement d'échantillons pour analyse des effluents produits (Lekasi et al., 2003). La description des pratiques, quand elle existe, est exprimée sous une forme discursive et anecdotique (Hoffmann et al., 2001), qui n'a pas le caractère générique et synthétique de la nôtre (tableaux, règles de décision, indicateurs).

Le recours à la modélisation, également rare, privilégie l'optimisation. Ainsi, Stonehouse et al. (2002) proposent un modèle de programmation en nombre entiers pour conseiller des décisions d'ordre surtout stratégique (paramètres structurels) en exploitations porcines. Des règles simples, synthétisant une expertise agronomique (indicateurs N, P, K), leur permet d'évaluer l'impact environnemental de ces choix. S'intéressant également aux exploitations porcines, Lauwers et al. (1998) ont une démarche plus complète. A partir de données issues de recensements agricoles, ils construisent une typologie (57 types généraux, 210 exploitations types) et un programme linéaire de maximisation du profit des éleveurs pour raisonner des choix stratégiques à l'échelle micro-régionale (e.g., rentabilité du traitement des lisiers).

---

<sup>9</sup> « Modèle d'aide au choix par simulation d'unités de traitement ».



A la nuance près que nous privilégions la simulation à l'optimisation (cf. ci-après), c'est une démarche comme celle-ci, basée sur les 26 exploitations types de notre typologie, que nous projetons afin de déterminer les problèmes génériques de gestion des effluents et les stratégies alternatives envisageables dans chaque cas (cf. §4.6.5). Une confrontation entre les enseignements issus des simulations et la réalité de terrain permettra de mieux cerner les modalités et l'intérêt de raisonner à partir d'une typologie.

## Modélisation conceptuelle

Selon (Kirikova, 2000), qui en réfère à Aristote, quatre principes causaux permettent d'expliquer tout phénomène :

1. cause « matérielle » (structure) ;
2. cause « formelle » (organisation) ;
3. cause « efficiente » (action) ;
4. cause « finale » (objectifs).

Tout modèle visant à interpréter le réel devrait donc être évalué en référence à ces principes. Selon cet auteur, le grand défaut des modèles d'entreprises est, qu'en général, ils ne prennent pas en compte l'action humaine (principe 3), ce qui serait pourtant nécessaire pour répondre à des besoins de gestion. Le modèle d'action conceptuel que nous avons développé (Aubry et al., 2006), ainsi que les modèles de simulation qui en sont dérivés (cf. §4.1.2), répond à ce principe n°3 en représentant explicitement les règles d'action sous-jacentes au comportement des acteurs. Il répond aussi explicitement aux principes 1 et 4, en spécifiant les relations entre la structure de l'exploitation, les stratégies de gestion et les performances du système. Le principe 2 est pris en compte dans la structure modulaire du modèle, qui reflète l'organisation fonctionnelle (ateliers interdépendants) et les particularités (décideur unique, dépendance aux aléas) d'une entreprise agricole.

Selon Juristo et Moreno (2000), les buts d'un modèle conceptuel sont triples :

- compréhension : représenter clairement le système réel et le problème à résoudre ;
- communication : employer un langage compréhensible sans prérequis technique ;
- synthèse : mettre à plat la connaissance à incorporer dans le modèle à construire.

Il doit laisser la plus grande liberté de choix des outils techniques (plate-forme de simulation, langage de programmation,...) nécessaires à son implémentation informatique. Ces auteurs effectuent, ainsi, une distinction fondamentale entre *conceptual model* et *computable model*. Seul ce dernier, devant guider l'implémentation, incorpore les concepts sous-jacents à l'outil envisagé (par exemple, le concept d'objet des langages objet dans le formalisme UML, les stocks et les flux des modèles à compartiments dans les diagrammes de dynamique des systèmes). Ces préconisations correspondent bien à la démarche que nous mettons en oeuvre, qui consiste à faire évoluer des représentations successives allant de l'informel au formel, du concept au modèle. Ce glissement de représentations résulte de l'interaction de différents partenaires : les agriculteurs, qui disent ou donnent à voir leurs pratiques ; les agronomes, qui les traduisent en diagrammes, tableaux, règles et indicateurs ; les modélisateurs, qui formalisent ces informations en algorithmes et en équations ; les informaticiens, qui les programment ; le compilateur, qui rend le code exécutable sur une machine ; et le couple homme-machine qui simule les pratiques d'agriculteurs progressivement virtualisés... Ce processus, en apparence séquentiel, implique, en fait, d'incessants aller-retour entre ses différentes étapes. Les résultats de simulation obtenus doivent être traduits en retour, d'une part, pour que les acteurs de cette chaîne de conception reçoivent des réponses aux questions qu'ils se posent, d'autre part, pour réfuter, le cas échéant, les réponses produites,

compte tenu des déformations de l'information tout au long de la chaîne. C'est pour traiter du double aspect de ce retour d'effort au réel que J.-M. Paillat et moi-même avons suscité la thèse de J.-M. Médoc sur l'utilisation de modèles avec des acteurs agricoles (cf. §4.5).

### **Simulation *versus* optimisation**

Stonehouse et al. (2002) ont fait la revue des modèles publiés dans la littérature permettant d'évaluer les performances de gestion d'effluents d'élevage, en distinguant modèles de simulation et modèles d'optimisation.

Concernant les modèles de simulation, la plupart des approches citées sont axées, soit, sur la relation entre les pratiques et leurs impacts environnementaux, soit, sur leur évaluation en termes de coût. L'originalité de notre approche c'est qu'elle aborde l'exploitation du point de vue de la gestion de flux et des contraintes logistiques imposées à l'exploitant. C'est, en effet, à ce niveau global que raisonne et agit l'exploitant dans son activité opérationnelle; c'est donc également à ce niveau que doivent porter les conseils de gestion. L'évaluation des pratiques est traitée séparément, en sortie de modèle, pour calculer des indicateurs de jugement *ex-post*, selon des critères pouvant être très divers (agronomiques, environnementaux, économiques, voire sociaux).

En se référant aux définitions données par Shobrys et White (2000) pour le domaine industriel, il apparaît que nos modèles de flux se situent surtout au niveau de l'ordonnancement (simulation de dates, de durées d'activités, de quantités transportées), correspondant à la pratique quotidienne de l'agriculteur. Les niveaux de la planification tactique (calendriers d'activités, règles de préférences,...) et du contrôle (règles de réaction à des événements inopinés ou des aléas) sont pris en compte, en entrée des modèles, pour spécifier les scénarios de simulation. Par ailleurs, il est intéressant de noter que, pour ces auteurs, les solutions nouvelles s'obtiennent généralement par variation autour des pratiques existantes : cela légitime notre démarche de simulation procédant, à partir d'une situation actuelle, par introduction de modifications de portée de plus en plus importante (cf. §4.1.3).

Concernant les modèles d'optimisation décrits par Stonehouse et al. (2002), il s'agit surtout de programmation mathématique visant à maximiser le profit de l'exploitant sous contraintes de ressources, de préférences, ou d'exigences réglementaires. Les trois arguments présentés par ces auteurs en faveur de l'optimisation sont :

1. qu'elle est proche du mode de décision des agriculteurs ;
2. qu'elle permet la prise en compte de contraintes variées (techniques, économiques, environnementales) ;
3. qu'elle est bien adaptée à l'évaluation de politiques environnementales.

Il est vrai que, classiquement, les modèles d'optimisation ont été largement utilisés dans l'étude des systèmes de production (Graves et al., 1993). Mais l'utilisation de ces modèles s'inscrit plus dans une logique de conception (trouver des solutions présumées optimales concernant la structure d'un système) que dans une logique de gestion (prévoir la dynamique du système, décider d'actions correctives, contrôler son évolution, atteindre des objectifs). Notre expérience nous amène, avec d'autres auteurs (Attonaty et al., 1999), à réfuter le premier argument. Même si l'on peut admettre au niveau macro-économique que « tout se passe comme si » chaque agent s'efforçait de maximiser une utilité, l'application de cette hypothèse simplificatrice de l'économie classique au niveau du décideur individuel est contestable (et d'ailleurs contestée par certains économistes non-classiques ; cf. Batifoulrier, 2001) et la réalité nous apparaît plus complexe et subtile (« les hommes violent systématiquement les axiomes de ces théories optimales » selon Berthoz, 2003).

Le deuxième argument est valable car, effectivement, différents points de vue sont exprimables en termes de contraintes, alors qu'ils sont sans doute plus difficile à intégrer dans un modèle dynamique, du fait de l'hétérogénéité de la connaissance relative à des niveaux d'organisation différents. Mais ça n'est pas infaisable, comme le prouvent les travaux sur les anthroposystèmes<sup>10</sup> (Costanza et al., 2001). Le troisième argument n'est pas faux, mais ce type de problème peut également être abordé par la simulation dynamique (cf. l'application d'une approche multi-agents à cette question par Farolfi et al., 2002).

Ce que ne soulèvent pas ces auteurs, c'est l'inconvénient majeur de la programmation linéaire qui est de raisonner de façon statique, le système étant supposé à l'équilibre. Or, c'est justement l'intérêt des systèmes dynamiques que de représenter l'évolution du système au cours du temps. Notamment, parce que la gestion d'un système suppose une adaptation dynamique des pratiques en réaction à son évolution, ce que ne permettent pas de faire les modèles de programmation linéaire, qui donnent une solution « optimale » dans un contexte supposé invariant. Ainsi, les décisions envisagées dans l'étude de Stonehouse et al. (2002) sont clairement d'ordre structurel, relevant surtout du niveau stratégique, alors que nos modèles se situent d'abord au niveau opérationnel (représentation des pratiques).

Néanmoins, le modèle d'exploitation agriculture-élevage (de porcs) FASSET (Berntsen et al., 2003), qui utilise en cascade un module de programmation linéaire, générant un assolement, et un module de simulation dynamique, calculant des indicateurs économiques et environnementaux, est un exemple intéressant d'intégration des deux approches dans le même outil. C'est l'approche adoptée dans le projet MELODIE de modélisation d'exploitation bovin-lait en Bretagne (cf. 4.3.1). Nous avons également exploré cette voie, avec APPROZUT II, pour simuler l'approvisionnement d'unité de traitement de lisier de porcs (Hélias et al., 2001) ; les performances de simulation s'étaient cependant révélées médiocres.

#### 4.1.6 Bilan de l'ATP 99/60

Trois objectifs avaient été fixés à ce projet d'ATP :

1. construire des modèles permettant de simuler la gestion des flux de MO aux niveaux individuel et collectif ;
2. évaluer et tester des stratégies de gestion à ces deux niveaux ;
3. évaluer les impacts agronomiques et environnementaux des stratégies de gestion simulées, en couplant les modèles de gestion avec des modèles de processus biophysiques.

Avec la réalisation de plusieurs modèles représentatifs des trois grandes situations de gestion identifiées (transferts au sein de l'exploitation, entre exploitations distinctes, approvisionnement d'unité collective de traitement), le premier objectif a été largement atteint en utilisant deux approches de modélisation fondamentalement « hybrides », au sens où elles agrègent des variables continues et discrètes : les systèmes dynamiques (MAGMA, APPROZUT) et les systèmes multi-agents (BIOMAS). Le couplage de modèles hétérogènes, bien que techniquement faisable (cf. MAGMAS, §4.1.4), s'est révélé peu satisfaisant en termes de capacité de représentation, de performances de simulation et de facilité d'utilisation. Ces expériences nous ont amenés à nous orienter vers l'utilisation découpée de plusieurs modèles, chacun permettant de traiter un problème bien identifié (cf. §2.2.5)<sup>11</sup>.

<sup>10</sup>Où systèmes « anthropisés », intégrant des dynamiques écologiques et sociales, où l'Homme intervient de façon déterminante par la médiation de systèmes techniques.

<sup>11</sup>Néanmoins, le couplage des modèles MAGMA et APPROZUT a été réalisé récemment (2007), afin d'appréhender un système de flux impliquant une forte interaction entre niveaux individuel et collectif (cf. postdoc de S. Lopez-Ridaura sur l'évaluation de plans d'épandage collectifs, § 5.1.4).

Privilégiant la construction de modèles, nous avons, par contre, manqué de temps pour réaliser l’analyse approfondie des systèmes représentés et en tirer tous les enseignements sur le plan de la gestion. Néanmoins, la base conceptuelle et instrumentale que nous avons développée nous a permis d’envisager, à la suite de cette ATP :

- d’utiliser nos modèles de gestion de flux, conçus initialement au bénéfice de chercheurs, pour l’aide à la décision d’acteurs agricoles (cf. la thèse de J.-M. Médoc sur l’élaboration de stratégies de gestion d’effluents d’élevage, §4.5) ;
- d’étendre ces modèles à la représentation de l’ensemble des flux de biomasse à l’échelle de l’exploitation agricole (cf. la thèse de J. Vayssières sur la modélisation d’exploitations bovin-lait, §4.3).

Concernant l’évaluation des impacts agronomiques et environnementaux des stratégies de gestion d’effluents, le manque de données ne nous a pas permis de paramétrer les modèles, MOBE5 ou STICS, dont l’utilisation avait été envisagée en couplage avec MAGMA (cf. §4.1.4). C’est là, sans doute, le principal échec de cette ATP, dû à une mauvaise évaluation de la disponibilité des données et de notre capacité à en acquérir de nouvelles dans les délais impartis par le projet (les expérimentations sur la minéralisation des MO et la volatilisation ammoniacale se sont toutefois poursuivies dans un projet Inra-Cirad faisant suite à cette ATP ; cf. infra). La comparaison des stratégies de gestion simulées avec nos modèles s’est donc faite sur la base d’indicateurs très simples, calculés en cours de simulation : quantités d’azote rejetées illégalement, distances parcourues, temps de travail, répartition temporelle des épandages. Les limites de l’évaluation basée sur ces indicateurs sont discutées au §4.6.4.

Plus fondamentalement, ce projet d’ATP 99/60, focalisé sur le problème concret de la gestion des effluents d’élevage à la Réunion, nous a permis de poser de nombreux jalons fondateurs :

- une démarche intégrée, allant de l’acquisition des connaissances sur les systèmes de production agricoles à l’aide à leur gestion, en passant par les étapes de représentation conceptuelle, de construction de modèles de simulation, et d’élaboration de stratégies de gestion avec ces modèles (cf. l’approche Mafate ; §4.6.1) ;
- un cadre conceptuel de modélisation des systèmes de production agricoles, vus comme des réseaux d’interaction entre flux « biophysiques », résultant de processus naturels, et flux « agissables », générés par l’activité humaine (cf. §4.6.2) ;
- un cadre de modélisation de l’action par des fonctions binaires du temps contrôlées par différents événements (cf. §4.4), nous amenant, progressivement, à la remise en cause du paradigme de l’action planifiée au profit de la théorie de l’action située (cf. §4.6.3) ;
- une remise en cause de la simulation de processus biophysiques pour évaluer les stratégies de gestion, au profit de méthodes plus synthétiques d’évaluation environnementale (cf. §4.6.4) ;
- une démarche méthodologique de simulation de modèles pour élaborer des stratégies de gestion de flux, considérant, notamment, l’utilisation de cas types d’exploitations afin de leur donner un caractère plus générique (cf. §4.6.5).

Cette ATP aura également constitué un cadre exemplaire de rapprochement Inra-Cirad, singulièrement favorisé par les mises à disposition croisées de deux membres de la même équipe (J.-M. Paillat, chercheur Cirad mis à disposition de l’Inra à Rennes, et moi-même, de l’Inra, mis à disposition du Cirad à la Réunion). Deux projets entrant dans le cadre du fonds commun de rapprochement Inra-Cirad ont, ainsi, été engagés à la suite de cette ATP :

- l’un, animé par J.-M. Paillat (Cirad, équipe Gdor) et Philippe Leterme (UMR SAS, Rennes) en 2001-2002 : « Systèmes de culture et effluents d’élevage — Étude des dy-

namiques de l'azote en situations pédoclimatiques et culturales contrastées, recherche de voies d'optimisation » (Leterme et Paillat, 2004) ;

- l'autre, que j'ai animé avec R. Martin-Clouaire (BIA, Inra, Toulouse) en 2002-2003 : « MAGMA/CD — Etude de la gestion individuelle des effluents d'élevage à partir d'un cadre général de modélisation et de simulation de systèmes de production agricoles » (Guerrin et al., 2004).

Mes travaux dans le cadre de l'ATP 99/60 ont été réalisés, en comptant l'année préparatoire qui l'a précédée, de 1998 à 2002 dans l'équipe « Gestion des déchets organiques » du Cirad (La Réunion). Ils ont donné lieu à la publication de 4 articles dans des revues à comité de lecture (cf. Annexe C.3, n°1, 3, 9, 10), 8 présentations à des conférences à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°18, 19, 24, 25, 29, 30, 32, 40) et 3 rapports techniques (cf. Annexe C.7, n°1, 14, 20). En outre, je suis auteur de 7 articles (3 comme auteur principal, 4 comme coauteur) parus dans les actes du séminaire de restitution des travaux de cette ATP dont j'ai assuré, avec J.-M. Paillat, l'édition scientifique sous la forme d'un cédérom diffusé à près de 150 partenaires ou contacts institutionnels, en métropole et à la Réunion (cf. Annexe C.2, n°1, 3, 5, 7, 8, 9, 10). J'ai conçu et réalisé à titre principal les modèles de simulation Magma, Approzut et Mobe5, et collaboré à la réalisation du système multi-agents Biomas et du simulateur MagmaS (cf. Annexe B).

Trois articles, publiés respectivement dans les revues *Computers and Electronics in Agriculture* (2001), *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* (2002) et *Agricultural Systems* (2006), sont joints en Annexe D.4 pour illustrer différents aspects de ces travaux.

## 4.2 Simulation de réseaux de flux par automates temporisés et *model-checking* (AT&MC)

### 4.2.1 Genèse de l'approche AT&MC

Partant des acquis de modélisation de l'ATP 99/60 (cf. §4.1), la thèse d'Arnaud Hélias (2001-2003 ; cf. Hélias, 2003) a eu pour ambition d'unifier les approches déjà utilisées, en développant un formalisme cohérent permettant de représenter toutes les situations envisageables de gestion des effluents d'élevage. Par souci de modularité, nous nous sommes orientés vers la composition de modèles élémentaires représentant des ensembles d'unités de production (UP) et de consommation (UC) de ces matières. Le formalisme des automates temporisés a été utilisé pour représenter le fonctionnement des UP et des UC, et les techniques de *model-checking*, pour vérifier les possibilités de transfert au sein de réseaux formés d'UP et d'UC. Cette thèse, co-encadrée par Jean-Philippe Steyer (directeur de thèse) et par moi-même, a été réalisée en alternance dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Gdor, Cirad, La Réunion) et au Laboratoire de biotechnologie de l'environnement (LBE, Inra, Narbonne).

### 4.2.2 Représentation des connaissances par automates temporisés

- Toute action d'épandage est vue comme la synchronisation de deux types de processus :
- l'offre des UP, dépendant de stocks de MO modélisés par un système d'équations différentielles ordinaires (EDO) ;

- la demande des UC, dépendant d'événements cultureux (e.g., dates de plantation, récolte, fertilisation,...) modélisés par des fonctions discrètes.

Tout réseau composé d'UP et d'UC comprenant, à la fois, des sous-systèmes continus (les UP) et discrets (les UC) est donc un système dynamique hybride (Zaytoon, 2001). Après avoir réalisé un état de l'art sur les nombreux formalismes de représentation de tels systèmes, nous avons opté pour un formalisme unique : celui des automates temporisés (Alur et Dill, 1994). Un automate temporisé est un automate à états finis<sup>12</sup> auquel on peut associer des contraintes temporelles par l'intermédiaire d'« horloges » locales, simulant un temps continu, et des propositions ou des étiquettes permettant de les caractériser. Ce formalisme présente plusieurs avantages : modularité (le produit d'automates est un automate) ; facilité d'introduction de contraintes temporelles (temps continu) ; possibilité d'analyse automatique par *model-checking* (états discrets) (Bérard et al., 2001). Ce choix a cependant impliqué de trouver une procédure de discrétisation pour transformer le système d'EDO, représentant la dynamique des UP, en automates temporisés.

Les conditions élémentaires d'acceptation d'un apport d'effluents par une UC sont représentées par trois types d'événements génériques : événements avec délai, événements sans délai, dates déterminées par un calendrier. Chaque condition est représentée par un automate temporisé. La composition de ces automates permet alors de représenter par un automate unique l'ensemble des cas de demande d'une UC particulière (culture ou unité de traitement). Par exemple, la demande en MO de la canne à sucre résulte du produit de 3 automates représentant les contraintes suivantes :

1. le premier épandage peut avoir lieu 4 semaines après la coupe (événement sans délai) ;
2. un second épandage peut avoir lieu 3 mois après le premier (événement avec délai) ;
3. tout épandage doit avoir lieu entre la date de début de la coupe et le mois de mars de l'année suivante (calendrier).

Les automates temporisés correspondant aux principales cultures existant à la Réunion ont, ainsi, été définis (Hélias et al., 2003).

L'offre d'une UP est décidée selon l'état de son stock, dont l'évolution (continue) est représentée par un système d'EDO classique (flux entrants – flux sortants). Pour refléter l'imprécision des données, l'état initial et les entrées des stocks des UP sont encadrés par des intervalles numériques. Ceci permet de générer un double système d'EDO extrémales, dont la simulation permet d'obtenir l'enveloppe des trajectoires possibles des stocks des UP. L'obtention de cette enveloppe est garantie si la « coopérativité » du système d'EDO initial est vérifiée (Smith, 1995), sinon, un algorithme de calcul des états min et max à chaque pas de temps, par échantillonnage dans l'espace d'imprécision, peut être utilisé pour l'approximer. L'espace d'état des UP est alors discrétisé sur la base de seuils prédéterminés pour chaque stock. Par exemple, une capacité maximale de stockage et un seuil minimal d'épandage permettent de définir trois situations de gestion du stock : niveau au-dessous du seuil minimal (pas de transfert possible), niveau compris entre le seuil minimal et la capacité maximale (transfert possible), stock au-dessus de la capacité maximale (transfert urgent car débordement). Les paramètres de franchissement calculés pour chaque seuil (dates au plus tôt et au plus tard, sens de franchissement croissant ou décroissant) permettent de construire les automates temporisés représentant le fonctionnement de chaque UP par ses états discrets. Cette méthode de discrétisation de système continu en système discret, qui est en quelque sorte un méta-modèle du système d'EDO initial, est décrite dans (Hélias et al., 2004a; Hélias et al., 2004b).

---

<sup>12</sup>Système discret représenté par un graphe dont les sommets correspondent à l'ensemble des états possibles et les arcs aux transitions instantanées entre états.

La combinaison d'un ensemble d'automates temporisés représentant différentes UP et différentes UC permet, alors, de générer un automate temporisé unique, sur lequel on peut appliquer les outils de *model-checking* pour analyser le système global ainsi formé.

### 4.2.3 Simulation par AT&MC

Cette procédure, alliant discrétisation d'EDO et composition d'automates, a été implémentée avec MATLAB. Elle est utilisée, en pratique, dès qu'apparaît l'offre d'une UP (franchissement d'un seuil d'épandage) ou la demande d'une UC (atteinte d'une période d'apport possible). Les tests d'interaction entre UP et UC alors réalisés prennent en compte les contraintes de compatibilité et de préférence de transfert entre les unités mises en jeu, ainsi que la propriété que l'on cherche à vérifier sur le modèle. De ce fait, l'automate global construit ne correspond qu'à la partie pertinente du système pour répondre à la question posée. L'espace d'état à explorer ainsi réduit permet d'éviter le risque d'explosion combinatoire si l'on considérait un système complet comprenant de nombreuses UP et UC.

Le logiciel KRONOS (Yovine, 1997), couplé avec MATLAB, permet cette vérification en utilisant la logique TCTL<sup>13</sup> (Henzinger et al., 1994) pour formuler des questions d'atteignabilité d'état telles que :

« Etant donnés les états initiaux de chaque couple (UP,UC), existe-t-il un chemin (i.e., une séquence de sommets de leurs automates) qui permette à cette UP et à cette UC d'atteindre un état où une action de transfert est possible (i.e., tel que les contraintes — temporelles, de non débordement, de préférence... — attachées aux sommets ou aux arcs des automates soient satisfaites) ? ».

Cette approche a été appliquée de façon satisfaisante aux trois situations de gestion rencontrées pour les effluents d'élevage, dans des configurations mettant en jeu plusieurs dizaines d'UP et d'UC (Hélias et al., 2004c) : transferts intra-exploitation (tels que traités par MAGMA), transferts inter-exploitations (tels que traités par BIOMAS), approvisionnement d'unités de transformation d'effluents (tels que traités par APPROZUT). Elle a également été appliquée au diagnostic d'états critiques d'un procédé d'épuration par digestion anaérobie représenté par un système d'EDO de dimension quatre (Hélias et al., 2004a). Dans ce cas, les domaines de valeurs des variables d'état du système ont été discrétisés (à la manière de SIMAO, cf. §3.1), par des valeurs seuils permettant de caractériser une variable par des états qualitatifs tels que : *normal*, *élevé*, *critique*,...

### 4.2.4 Comparaison d'AT&MC avec d'autres approches.

L'approche AT&MC, en partie inspirée par les travaux de Lunze (Lunze, 1999; Lunze et al., 1999), constitue par maints aspects une voie originale d'intégration de représentations quantitative (UP continues) et qualitative (UC discrètes) que j'avais en perspective quelques années plus tôt (cf. §3.5). Des analogies peuvent, en effet, être trouvées avec plusieurs concepts fondateurs du Raisonnement qualitatif :

- toute variable réelle est discrétisée par la partition de son domaine de valeurs en intervalles numériques (cf. SIMAO, §3.1) ;
- toute variable discrète est décrite par un automate dont les sommets, correspondent à des états symboliques (cf. la notion d'*espace des quantités*, introduite par Hayes, 1985), et les arcs, aux transitions entre états (cf. la notion d'*envisionnement* de de Kleer et Brown, 1984) ;

---

<sup>13</sup> *Timed Computational Tree Logic.*

- tout modèle (également un automate) peut être construit et simulé « à la demande », par composition de modèles élémentaires (cf. la notion de *compositional modeling* de Falkenhainer et Forbus, 1991).

Cette représentation conserve, cependant, l’essentiel de l’information numérique, notamment, la représentation d’un temps continu (notions de date, durée, contrainte temporelle) qui fait défaut aux formalismes qualitatifs.

#### 4.2.5 Bilan de l’approche AT&MC

L’approche de modélisation de réseaux de flux développée dans cette thèse consiste à :

1. représenter le fonctionnement des UC comme des suites d’événements discrets par des automates temporisés ;
2. discrétiser les équations différentielles ordinaires représentant les UP en transformant leurs résultats de simulation en automates temporisés, sur la base de seuils tenant compte de l’imprécision des états initiaux et des entrées ;
3. représenter tout réseau composé d’UP et d’UC en effectuant le produit des automates les représentant ;
4. vérifier les propriétés de l’automate global ainsi obtenu pour déterminer dynamiquement les fenêtres temporelles, où les transferts des UP vers les UC sont possibles, et simuler leur réalisation.

L’intérêt de cette approche, par rapport à celles suivies dans l’ATP 99/60 (§4.1), est d’abord sa modularité, permettant de réaliser des modèles complexes par agrégation automatique de modèles élémentaires. De là, découle sa capacité à représenter toute configuration de systèmes composés d’UP et d’UC et, donc, sa généralité par rapport à MAGMA, BIOMAS ou APPROZUT dédiés à un type de configuration. L’autre intérêt est de pouvoir simuler dynamiquement la configuration de ces réseaux en fonction de contraintes temporelles. Plus que la simulation de transferts, c’est cet aspect que je souhaite exploiter prochainement dans nos projets (cf. §5.1).

Ce travail a été réalisé dans l’équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion) et au Laboratoire de biotechnologie de l’environnement (Inra, Narbonne). Outre la thèse d’A. Hélias (Hélias, 2003), il a donné lieu à une publication dans une revue à comité de lecture (cf. Annexe C.3, n°16) et six communications à des conférences à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°31 et 33 à 37). Deux articles pour des revues à comité de lecture sont en cours de préparation. Le logiciel implémentant ce travail a été développé avec Matlab-Simulink et le *model-checker* Kronos (cf. Annexe B).

Un article, publié dans les actes de la *3rd Conference on Management and Control of Production and Logistics* (MCPL 2004), est joint en Annexe D.5 pour illustrer ce travail.

### 4.3 Modélisation intégrée des pratiques et des flux dans les exploitations d’élevage bovin-lait (Gamede)

#### 4.3.1 Genèse de Gamede

L’ambition de généraliser nos modèles de gestion d’effluents d’élevage à d’autres systèmes de production agricoles a motivé, à la suite de l’ATP 99/60, notre intérêt pour la modélisation d’exploitations considérées dans leur globalité. Dans l’esprit de l’article de



Thornton et Herrero (2001), la principale question posée est d'évaluer l'impact de facteurs de changement ou d'innovations sur les performances techniques, économiques et environnementales des exploitations (cette thématique est reprise dans mon projet de recherche, §5.1).

Un modèle conceptuel d'exploitation d'élevage bovin laitier a été réalisé en 2003 par Jonathan Vayssières<sup>14</sup> dans le projet de rapprochement Inra-Cirad « MAGMA-CD » (Guerrin et al., 2004). Ce travail s'est poursuivi en 2004, au Pôle Elevage du Cirad (Saint-Pierre, La Réunion), par son DEA consacré à l'analyse des pratiques des éleveurs (Vayssières, 2004). Il se poursuit actuellement par sa thèse<sup>15</sup> (2005-2007), qui a pour objectif de réaliser un modèle de simulation dynamique des flux de biomasse à l'échelle de l'exploitation : GAMEDE (*Global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises*). L'approche de modélisation adoptée dans cette thèse résulte de l'expérience de construction de modèles de gestion d'effluents d'élevage acquise dans l'ATP 99/60 (cf. §4.1.2) et de concepts issus de l'ontologie de modélisation des systèmes de production agricoles de Martin-Clouaire et Rellier (2003). Elle suit, pour l'essentiel, la démarche « Mafate » présentée au §4.6.1 :

1. analyse et représentation conceptuelle des pratiques de gestion des éleveurs (Vayssières et al., 2007) ;
2. construction d'un modèle de simulation dynamique intégrant les pratiques et les flux de matières ;
3. objectif d'utilisation du modèle pour aider à l'apprentissage des acteurs agricoles sur les pratiques de gestion.

En parallèle, deux thèses sur des sujets comparables sont en cours en Bretagne dans le cadre du projet MELODIE :

- la thèse de X. Chardon, appliquée aux exploitations mixtes bovin-lait, réalisée à l'UMR « Production du lait » (Agrocampus-Inra, Saint-Gilles) ;
- la thèse de C. Rigolot, appliquée à l'atelier d'élevage porcin, réalisée à l'UMR « Systèmes d'élevage, nutrition et alimentation humaine » (Agrocampus-Inra, Saint-Gilles).

En comparaison de celle de J. Vayssières, ces thèses mettent plus l'accent sur la quantification des flux de polluants et moins sur la représentation des activités des éleveurs. Les cadres de modélisation choisis sont également différents : logiciel VENSIM pour la thèse de J. Vayssières ; logiciels DIESE et CONTROL DIESE (permettant d'implémenter l'ontologie de Martin-Clouaire et Rellier, 2003) pour celles de X. Chardon et C. Rigolot.

Prenant acte de cette conjonction d'intérêts autour de la modélisation d'exploitations d'élevage et d'une volonté commune de collaboration<sup>16</sup>, nous avons conçu, avec d'autres partenaires, le projet « Systèmes de production animale et développement durable » (SPA/DD ; cf. §5.1). L'achèvement de ces thèses, la consolidation et la généralisation de leurs résultats seront réalisées dans le cadre de ce projet, dont j'anime avec J.-M. Paillat le volet portant sur la représentation des pratiques de gestion collective (cf. §5.1).

---

<sup>14</sup> Alors volontaire civil de l'aide technique (VCAT), dont j'ai assuré l'encadrement en collaboration avec J.-M. Paillat (UMR SAS, Rennes), R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier (UR BIA, Inra, Toulouse).

<sup>15</sup> Thèse dont l'encadrement est assuré par F. Bocquier (UMR Elevage des ruminants en régions chaudes, Montpellier), directeur de thèse, P. Lecomte (Cirad, UPR 18 Systèmes d'élevage et produits animaux) et moi-même. Cette thèse bénéficie, en outre, de l'appui de nombreux chercheurs de l'Inra et du Cirad.

<sup>16</sup> Initiée en 2004, notamment, par la formation au modèle MAGMA de chercheurs des UMR Production du lait et Sol-agronomie-spatialisation que j'ai réalisée à Saint-Gilles les 11-13 février 2004.

### 4.3.2 Représentation des connaissances dans Gamede

L'analyse du système bovin-lait nous a conduits à partitionner l'exploitation en quatre ateliers interdépendants : prairies, aliments, troupeau et fertilisants. Ces ateliers ont été représentés par des stocks entre lesquels s'organisent différents flux de matières : animaux, lait, engrais, effluents, fourrages, ammoniac volatilisé... On distingue deux types de flux : les flux « agissables », générés par l'activité humaine, et les flux « biophysiques », générés par des causes naturelles. Cette représentation conceptuelle de la structure de l'exploitation (Vayssières et al., 2004) met en évidence :

- l'aspect cyclique des transferts de matière au sein de l'exploitation ;
- les flux périphériques qui lient le système de production à son environnement : importation d'intrants (e.g., engrais, aliment), exportation de produits (e.g., lait, animaux), « fuites » (e.g., débordement de stock, volatilisation de l'azote).

Les activités relatives à chaque atelier ont été recensées et leurs principaux attributs évalués (changements induits, conditions de faisabilité, vitesse de réalisation...).

Comme les matières circulant au sein du système sont facilement caractérisables par leur contenu en azote, et que cet élément est couramment utilisé comme indicateur agronomique ou environnemental, nous avons pensé prendre la masse d'azote (kgN) comme unité d'expression de l'ensemble des stocks et des flux. Le recours à une unité commune pour caractériser globalement un système complexe est, en effet, classique dans certaines disciplines (monnaie en Economie, masse ou énergie en Ecologie). Ce choix pose, néanmoins, problème. Au plan des activités, les règles d'action et leurs déterminants s'expriment rarement en azote mais à l'aide d'une gamme étendue d'unités *ad hoc* (nombre d'animaux, de remorques, kg d'aliments, cm de hauteur d'herbe, Euros...). Au plan des processus biophysiques, il paraît difficile d'ignorer un élément comme le carbone : c'est l'élément majeur des biomasses manipulées (50% MS) et il conditionne la dynamique de l'azote de nombreux processus. Pragmatiquement, nous avons donc fait le choix d'utiliser des unités *ad hoc* ; il conviendra, cependant, de revisiter de façon plus approfondie cette question.

Au cours de son DEA, J. Vayssières (2004) a enquêté, par des méthodes d'observation participante, sept exploitations sélectionnées sur la base de typologies croisant localisation et pratiques. Un groupe de travail, mis en place à la suite de ces « enquêtes-immersions » avec six éleveurs, lui a permis, par des échanges réguliers (rencontres individuelles et réunions collectives), d'affiner la connaissance de leurs pratiques et d'en valider les représentations successives. Un modèle d'action a, ainsi, été « co-construit » pour chacune de ces exploitations (Vayssières et al., 2007). Il permet de synthétiser les pratiques de chaque éleveur et d'explicitier sa stratégie de gestion selon plusieurs déterminants (projet de vie, référentiel technique, contraintes de structure et d'environnement de l'exploitation). Les règles de gestion des éleveurs ont été formulées et regroupées en trois types : « déclenchement » (alarmes, dates planifiées), « faisabilité » (choix d'action sous conditions de préférences, priorités, ressources, événements,...) et « caractérisation » (quantification de l'effet des actions en termes de flux).

Le travail réalisé dans le cadre de la thèse de J. Vayssières a notamment consisté à représenter les flux biophysiques des 4 ateliers de l'exploitation, en adaptant des modèles préexistants et en les paramétrant avec des données locales : production fourragère (prairies, canne à sucre), altération des fourrages (conditionnement, stockage), productions animales (lait, déjections, masse corporelle), volatilisation de l'azote des effluents (bâtiment, stockage, compostage, malaxage, épandage). Le module des productions animales est basé sur le modèle GEDEMO (Coquil, 2004), pour la gestion du troupeau, et sur des équations

tirées des modèles INRATION (Baumont et al., 1999) et CNPCS<sup>17</sup> (Fox et al., 2004), pour l'ingestion de fourrages et de concentrés et les productions de lait et de déjections correspondantes. Le module de production fourragère est basé sur le modèle de croissance prairiale de l'université de Gembloux (Leteinturier et al., 2004) complété, pour la canne à sucre, par le modèle MOSICAS (Martiné, 1996). Les deux modules de conditionnement des fourrages et d'émission de l'azote sont basés, essentiellement, sur des règles d'expertise ou des relations empiriques à la façon des travaux de Lewis et al. (1999). Tous ces modules ont été réalisés avec le logiciel VENSIM.

### 4.3.3 Comparaison de Gamede avec d'autres approches

Le principal résultat de ce travail est un modèle permettant la simulation de la diversité des situations de gestion des flux de biomasse dans les exploitations laitières. Ce modèle intègre dans un cadre dynamique, à la fois, la représentation explicite des pratiques de l'exploitant (décisions, activités) et celle des processus biophysiques qu'il gère, en relation avec l'environnement physique et socio-économique de l'exploitation.

La représentation conjointe des pratiques et des flux à l'échelle globale de l'exploitation différencie cette approche de la plupart des modèles d'aide à la décision en agriculture, qui se limitent à la simulation de quelques composantes biotechniques, en prenant en entrée un jeu de paramètres censé synthétiser la pratique de l'agriculteur<sup>18</sup>. L'exploitation n'y est donc pas prise en compte dans sa globalité, et les activités de l'exploitant ne sont généralement pas représentées (Garcia et al., 2005). Pour les systèmes d'élevage, c'est le cas, par exemple, de INRATION (Baumont et al., 1999) ou de CNCS (Fox et al., 2004), qui permettent de prévoir les besoins alimentaires, l'utilisation de la ration, les performances zootechniques et l'excrétion des animaux; de PATUR'IN (Delaby et al., 2004), qui simule la croissance de l'herbe et son ingestion au pâturage; de GRAZPLAN (Donnelly et al., 1997), qui intègre production de l'herbe au pâturage et production animale. Pour les systèmes de cultures, c'est également le cas d'APSIM qui permet, néanmoins, de décrire les principaux événements cultureux (plantation, fertilisation, labour, irrigation) sous la forme de calendriers ou de règles (McCown et al., 1996). L'inconvénient est que ces calendriers et règles, spécifiés *ex-ante*, sont fournis en entrée du modèle et ne semblent pas être modifiés en cours de simulation. Il ne s'agit donc pas, à ma connaissance, de véritable simulation des activités de l'exploitant, interagissant avec les processus biophysiques sur lesquels APSIM est focalisé (croissance des cultures, décomposition des résidus, flux d'eau et d'azote dans le sol, érosion). Cette fonctionnalité n'est, cependant, sans doute pas étrangère au fait qu'APSIM soit utilisé avec succès en situation de conseil auprès d'exploitants agricoles dans le projet de « simulation participative » du CSIRO « Farmscape » (Carberry et al., 2002).

Visant à produire un modèle de simulation dynamique des pratiques et des flux, notre approche se différencie également des représentations purement conceptuelles, telles que le cadre de description de l'organisation du travail en exploitations d'élevage proposé par Madelrieux et al. (2006). A l'inverse des modèles cités précédemment, en se focalisant sur les formes d'organisation du travail considérées à un haut niveau d'abstraction, ce modèle oublie, du même coup, l'interdépendance des opérations concrètement réalisées par l'exploitant et des flux biophysiques, les un(e)s étant, à la fois, causes et conséquences des autres.

Tous ces modèles partiels ne permettent donc d'apprécier, au mieux, les conséquences

<sup>17</sup> *Cornell net carbohydrate and protein system model.*

<sup>18</sup> Une exception notable est le modèle SEPATOU (Cros et al., 2004), dédié à la gestion du pâturage tournant, qui prend en compte les pratiques décisionnelles des éleveurs.

d’alternatives techniques qu’au seul niveau des processus qu’ils représentent. Et encore, dans la mesure où l’interaction entre activités et flux au sein du système de production n’est pas prise en compte dans sa globalité, cet objectif n’est atteint qu’au prix de simplifications irréalistes, en ignorant, par exemple, les contraintes résultant des autres activités de l’exploitant ou des états biophysiques du système. Evaluer l’impact de modifications locales au niveau global du système, ou inversement, n’est donc pas possible. En reprenant la distinction faite par Thornton et Herrero (2001), ces modèles permettent, au mieux, de conseiller des stratégies « faisables » (en théorie) et non les stratégies « atteignables » (en pratique). L’objectif visé par GAMEDE est inverse.

### 4.3.4 Bilan du projet Gamede

Le modèle d’exploitation obtenu permet de simuler l’interaction entre les pratiques des éleveurs et les flux. La représentation des activités décrites dans GAMEDE est en grande partie inspirée du cadre de simulation de l’action que j’ai ébauché, en fait, en parallèle à son développement (cf. §4.4). Son intégration aux modèles biophysiques, déjà réalisés sous VENSIM, n’a pas posé de problèmes. Au-delà des simples bilan ou efficacité azotés<sup>19</sup>, reflétant plus une « rentabilité technique » globale du système (de façon, d’ailleurs, assez contestable<sup>20</sup>), plusieurs indicateurs reflétant les performances de l’élevage et les impacts des stratégies de gestion selon les trois dimensions du développement durable ont été définis. Par souci de réalisme, il conviendra cependant de prendre en compte dans le modèle la variabilité intrinsèque des processus (biologiques mais, aussi, ceux liés à l’activité humaine), l’occurrence d’aléas (notamment climatiques) et l’imprécision des connaissances relatives au système de production, dont la conjugaison peut grandement affecter les simulations. En outre, la robustesse des stratégies face aux aléas devra également constituer un critère d’évaluation, comme dans les simulations réalisées avec APPROZUT sur le cas de Grand Ilet (cf. §4.5.1).

A l’instar du projet Farmscape du CSIRO (Carberry et al., 2002), l’objectif d’utilisation du modèle est, avant tout, de susciter la discussion et l’apprentissage des acteurs agricoles sur leurs propres pratiques de gestion et à en évaluer les conséquences. Sa validation est en cours auprès des éleveurs concernés en recueillant leurs avis sur le réalisme des simulations et en évaluant leur intérêt pour le modèle. Il sera intéressant de définir, en concertation avec eux, les indicateurs de gestion opérationnelle les plus pertinents, d’une part, pour comparer des stratégies entre elles, d’autre part, pour les mettre en oeuvre en situation réelle.

Dans la mesure où le modèle a une visée générique, il conviendra également, à plus long terme, de le tester sur des exploitations laitières dans d’autres contextes que la Réunion, voire d’envisager son adaptation à d’autres systèmes de production agricoles.

Ce travail a été initié en 2002-2003 dans l’équipe Gestion des déchets organiques et s’est poursuivi, ensuite, au sein de l’équipe Elevage du Cirad à La Réunion. Outre le DEA de J. Vayssières (Vayssières, 2004), il a donné lieu à un article dans une revue à comité de lecture (cf. Annexe C.3, n°23), une communication dans une conférence à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°44), un poster dans une conférence sans sélection (cf. Annexe C.6, n°10), et un rapport technique (cf. Annexe C.6, n°23). Un autre article de

---

<sup>19</sup> Bilan azoté =  $\frac{N_{\text{importé}} - N_{\text{exporté}}}{SAU}$  ; Efficacité azotée =  $\frac{N_{\text{exporté}}}{N_{\text{importé}}}$ .

<sup>20</sup> Car ils dépendent fortement de la délimitation du système de production, qui a nécessairement un caractère arbitraire, et le considèrent comme un stock indifférencié (boîte noire). Ainsi, quelle que soit la façon dont il est utilisé, un kg d’azote non comptabilisé dans les sorties de l’exploitation (et, donc, réputé rester en son sein) influencera défavorablement ces indicateurs.

revue à comité de lecture est en préparation. Gamede a été développé avec le simulateur Vensim.

## 4.4 Modélisation de l'action au niveau opérationnel (ActSiM)

### 4.4.1 Genèse d'ActSiM

La généralisation des modèles de gestion des effluents d'élevage MAGMA et APPROZUT (§4.1.2) doit permettre de réutiliser les concepts et les fonctions mathématiques sous-jacents, pour modéliser d'autres systèmes de production. Au-delà de la représentation des flux biophysiques, relativement classique (cf. supra §4.3.2), la représentation explicite de l'action humaine est incontournable pour l'aide à la gestion de systèmes de production agricoles (Thornton et Herrero, 2001; Garcia et al., 2005). Ecartant une approche prescriptive, où le modèle fournit à l'utilisateur les décisions à prendre, nous concevons un modèle comme un outil d'expérimentation et d'évaluation des pratiques, actuelles ou potentielles, des acteurs (McCown, 2002a). L'objectif est de parvenir à simuler les actions réalisées et leurs conséquences pour comparer des alternatives de gestion. Le modèle n'a donc pas besoin, si cela était possible, de représenter la dimension cognitive du processus de décision (entendu au sens d'un processus purement mental), mais, plutôt, ce qui est fait, en pratique, par l'acteur considéré (Clancey, 2002).

J'ai donc conçu un cadre de modélisation de l'action pour répondre de façon aussi générique que possible aux questions suivantes : Comment simuler l'action singulière ? Comment simuler l'action coordonnée ? Comment simuler le raisonnement sur l'action ? (Guerrin, 2005). Par « action », j'entends ce qui est effectivement fait. En ce sens, ce concept diffère de celui de « tâche », qui désigne ce qui devrait idéalement être fait. J'emploie plutôt le terme « activité », souvent utilisé comme synonyme d'action, pour désigner l'action composée.

### 4.4.2 Représentation des connaissances dans ActSiM

Une action est décrite comme un processus dynamique binaire soumis à une condition de réalisation : son état prend la valeur 1 si la condition est vraie ou 0 si elle est fausse. Cette fonction d'état définit une succession d'intervalles, réalisant une partition du domaine temporel entre les périodes où l'action est réalisée et celles où elle ne l'est pas. La condition de réalisation de toute action est définie par la combinaison de conditions élémentaires relatives à l'état de divers processus (horloges, calendriers, observations, autres actions), continus ou discrets, sur lesquels sont détectés des événements pertinents pour déclencher ou inhiber l'action. Ce sont ces événements qui, en induisant des changements dans l'évaluation de sa condition, détermineront les dates de début et de fin des réalisations de l'action. Dans le cas où la condition n'est plus satisfaite pendant sa réalisation, l'action est alors interrompue. Une action se transforme en son effet, de façon instantanée ou différée, par combinaison (e.g., le produit) de sa fonction d'état avec un flux (e.g., temps de travail disponible par jour dans MAGMA ; débit de remplissage dans APPROZUT). Ce flux peut varier en cours d'action, afin de représenter la progressivité de l'effet, ou dépendre d'autres processus, afin de représenter la modulation de l'effet selon le contexte d'action.

La spécification d'une action en fonction d'une autre action, de telle sorte que toutes deux satisfassent une certaine relation temporelle, est possible en spécifiant les contraintes, déduites des relations d'Allen (1984)<sup>21</sup>, sur leurs dates de démarrage et leurs durées. Par

---

<sup>21</sup> Allen définit 13 relations possibles entre deux intervalles temporels : BEFORE, MEETS, OVERLAPS,

exemple, spécifier une action  $E$  en fonction d'une action  $D$ , telle que  $E$  se déroule pendant  $D$  (i.e., contrainte  $\text{DURING}(E, D)$ ) implique que  $E$  démarre après  $D$  et que sa durée n'excède pas celle de  $D$ . Il est, ainsi, possible de spécifier des activités constituées d'ensembles d'actions coordonnées. En présence d'interruptions (déterministes ou aléatoires), les réalisations de ces actions peuvent être annulées, recommencées, ou poursuivies, en conservant, éventuellement, leur durée, au moyen d'un contrôleur en boucle locale.

Etant données deux actions quelconques, on peut déterminer la relation temporelle que satisfont leurs réalisations à tout instant en vérifiant l'ordre des dates de début et de fin des réalisations de ces actions pour chacune des relations d'Allen. Par exemple, la relation  $\text{DURING}(E, D)$  peut être constatée si la réalisation de  $E$ , ayant démarré après  $D$  et étant achevée, celle de  $D$  se poursuit encore. Ceci se traduit par l'évaluation de la proposition :  $(t_D^+ < t_D^- < t_E^- < t_E^+)$ , où  $t_i^-$  et  $t_i^+$  sont les dates de démarrage et de fin de réalisation de chaque action  $i$ .

Conditions de réalisation d'action, fonction d'état, et relations temporelles entre actions, sont toutes représentées par des fonctions binaires. Ces fonctions peuvent être interprétées comme des évaluations de propositions logiques qualifiées temporellement : leur intervalle de simulation est dynamiquement partitionné en périodes valant 0 (faux) ou 1 (vrai). En utilisant les algèbres booléennes  $\langle \{0, 1\}, +, \times \rangle$  ou  $\langle \{0, 1\}, \max, \min \rangle$ , des opérations équivalentes aux connecteurs de la logique propositionnelle ont été définies sur ces fonctions : négation, conjonction, disjonction inclusive ou exclusive. Cela permet de modéliser des raisonnements logiques sur les activités et, plus généralement, sur les « situations » auxquelles elles participent, pour déterminer d'autres actions et d'autres situations.

#### 4.4.3 Simulation avec ActSiM

Ce cadre de modélisation et de simulation dynamique de l'action, encore en développement, a été implémenté avec le logiciel de modélisation VENSIM, basée sur la dynamique des systèmes. Grâce aux outils conceptuels décrits ci-dessus, la simulation d'actions séquentielles et parallèles ne pose pas de problème (cf. les exemples donnés dans : Guerrin, 2001; Guerrin, 2004; Guerrin et Médoc, 2005). Les actions de type « temps-morts », non spécifiées dans une tâche particulière mais implicites dans toute activité (e.g., attendre, discuter, se reposer,...), peuvent être simulées de la même façon. On peut, également, traiter l'interruption et la reprise d'une action, les délais d'exécution ou de manifestation de ses effets, gérer les concurrences entre actions à l'aide de priorités et, ce, dans les cas déterministe et stochastique (cf. : Guerrin, 2004; Guerrin et Médoc, 2005). Il est, ainsi, possible de simuler des activités complexes, nécessitant la coordination d'actions diverses (objectif essentiel du management) par différents moyens : plan, médiation par un artefact, composition ou décomposition d'actions, allocation de ressources partagées (cf. Guerrin, 2005).

Par exemple, gérer des actions concurrentes pour une même ressource consiste à allouer à chacune une part de cette ressource en fonction de sa demande et de sa priorité (Guerrin, 2001; Guerrin, 2004; Guerrin et Médoc, 2005). Ceci permet d'annuler ou de reporter une action de plus faible priorité, ou de réaliser en parallèle des actions de même priorité. La ressource peut être continue (e.g., temps de travail dans MAGMA) ou discrète (e.g., moyen de transport dans APPROZUT). Les priorités sont assignées aux actions selon une échelle de constantes (e.g., priorités d'épandage des effluents sur les cultures dans MAGMA) ou la valeur prise par une variable (priorités de livraison dépendant des niveaux des stocks d'effluents dans APPROZUT). Un exemple de l'influence de règles de priorité sur la

---

$\text{DURING}$ ,  $\text{STARTS}$ ,  $\text{FINISHES}$  et leurs inverses, ainsi que  $\text{EQUAL}$ .

répartition de la charge de travail dans une chaîne logistique (livraisons de lisier provenant de multiples élevages) est donné avec APPROZUT dans (Guerrin et Médoc, 2005).

#### 4.4.4 Comparaison d'ActSiM avec d'autres approches

Le cadre de modélisation de l'action brièvement décrit ici possède des analogies avec les travaux d'autres auteurs : théorie de l'action et du temps d'Allen (1984), ontologie de l'action complexe dans les systèmes de production (Grüninger et Pinto, 1995), modèle BRAHMS visant à simuler l'action humaine « en pratique » (Sierhuis, 2001) et, de façon plus générale, les théories de l'action située (Suchman, 1987) et de la cognition située (Clancey, 1997). Bien que certains aspects manquent encore, il satisfait à de nombreuses exigences jugées nécessaires par ces auteurs pour représenter l'action, vue comme un processus incorporé dans le monde réel et, donc, « située » dans l'espace, le temps, et la société. Selon cette conception, l'activité humaine résulte d'une dynamique continue d'interaction entre un agent et son environnement.

Conçue dans un cadre dynamique, cette approche se différencie des approches statiques, plus conçues pour raisonner sur l'action déjà faite que sur l'action en train de se faire, et basées sur des variantes de la logique des prédicats (cf. la synthèse sur le raisonnement temporel en IA de Chittaro et Montanari, 2000), par exemple, le calcul de situations (Grüninger et Pinto, 1995), la logique temporelle (Allen, 1984), ou le calcul d'événements (Kowalski et Sergot, 1986). Néanmoins, des équivalences peuvent être trouvées (cf. l'utilisation des relations d'Allen, §4.4.2). Reposant sur des concepts similaires (contraintes d'ordre, extension, durée... temporelles), ACTSiM peut, sans doute, permettre de simuler dynamiquement la formalisation proposée par Javaux (1996) pour l'analyse de tâches.

ACTSiM se différencie, également, de l'action « planifiée », paradigme dominant en gestion de production et en management (Johnston et Brennan, 1996), qui postule la centralité d'un plan, conçu *a priori*, pour déterminer l'action (Garcia, 2004). C'est cette approche qui inspire le modèle hiérarchique proposé par mes collègues Martin-Clouaire et Rellier (2005) pour la simulation de systèmes de production agricoles : un module « manager », représentant l'agriculteur, « décide » les actions à réaliser en fonction d'un plan nominal fourni en entrée du modèle, d'événements perçus, de contraintes d'éligibilité et de règles d'adaptation ; un « système opérant » alloue les ressources nécessaires et « exécute » les actions préconisées par le manager ; ces actions manifestent leurs effets sur le système biophysique piloté. Cette approche, appliquée jusqu'à présent à la simulation d'opérations techniques en culture de tomates sous serre, a été adoptée dans le projet MELODIE pour la modélisation d'exploitations agriculture-élevage (cf. §4.3.1). Or, cette théorie « délibérative », où l'action est la conséquence d'une prise de décision vue comme une résolution de problème par un décideur unique<sup>22</sup> (Pomerol, 2002), a été largement critiquée (Clancey, 2002; Johnston et Brennan, 1996; Johnston et al., 2005; Suchman, 1987). L'activité humaine au niveau opérationnel montre, en effet, que, si le plan est une représentation fréquemment utilisée pour analyser ou prescrire l'action (e.g., rationalisation *a posteriori*, spécification ou analyse de tâches, cf. Javaux, 1996), l'action réelle ne repose que très partiellement sur l'utilisation de plans, mais plutôt sur l'accomplissement d'une large gamme de comportements de « routine », ne nécessitant ni prise de décision, ni résolution de problème (cet aspect est repris §5.2) : "*All human activity is purposeful. But not every goal is a problem to be solved and not every action is motivated by a task*" (Clancey, 2002). Contrairement à ce qu'implique, plus ou moins explicitement, la conception de l'action planifiée (Garcia, 2004), pour laquelle toute action procède de décisions (l'action étant alors *straightforward*), déci-

---

<sup>22</sup>Etant donné un état initial, trouver la séquence d'actions permettant d'atteindre un état-but prédéfini.

sion et action ne sont pas solubles l'une dans l'autre : « ...les décisions n'aboutissent pas toujours à des actions, tandis que les actions ne sont pas toujours précédées par des décisions » (Urfalino, 2004). Dans cet esprit, ACTSiM, dont le point focal est l'action en tant que telle, rejoint le projet de Checkland (1999) : *"...modelling purposeful human activity systems' as sets of linked activities which together could exhibit the emergent property of purposefulness."* Si l'existence d'un plan manifeste, à l'évidence, une intention préalable, l'intention peut, aussi bien, être considérée, non pas, comme le commencement de l'action, mais comme son résultat (Livet, 2005).

#### 4.4.5 Bilan d'ActSiM

Ce cadre de modélisation dynamique de l'action généralise et étend les capacités de représentation développées dans les modèles MAGMA et APPROZUT. L'un des avantages évident de cette approche est de faciliter la connexion de modèles de simulation de l'action avec les modèles mécanistes des processus biophysiques à l'œuvre dans les systèmes de production agricoles.

Ce travail m'a amené à remettre en cause le dogme dominant de l'action planifiée (Garcia, 2004), qui constitue le fondement de l'aide à la décision, en agriculture comme dans l'industrie (cf. §5.2). De fait, la représentation de l'action dans MAGMA, APPROZUT et, donc, dans ACTSiM, me paraît plus en adéquation avec l'hypothèse de l'action située (Suchman, 1987), selon laquelle le plan ne détermine pas l'action mais constitue une ressource, parmi d'autres, pour la guider. Dans ACTSiM, en effet :

- toute action est spécifiée de façon locale, par rapport à l'occurrence d'échéances (calendriers, horloges) ou d'événements survenant dans son environnement immédiat (processus externes, autres actions) ;
- elle ne fait appel à aucun plan d'ensemble centralisé, bien que des groupes d'actions explicitement coordonnées, interprétables comme des plans partiels, puissent être simulés ;
- les conditions de réalisation de l'action permettent de représenter des situations complexes reflétant, notamment, des éléments de stratégie de l'agent ;
- l'organisation globale (contrôle, coordination du système d'actions) émerge de l'application de règles locales ou implicites (e.g., médiation par un artefact, priorités).

L'intérêt pratique de la simulation dynamique d'inférences logiques, permise dans ACTSiM par la représentation de l'action dans un format binaire, reste à évaluer. De même, l'analyse coût-avantage de l'introduction de fonctionnalités telles que la réalisation d'action par anticipation ou l'individualisation des agents devra être faite dans le contexte des systèmes de production agricoles.

La volonté de développer ACTSiM sur de bonnes bases théoriques et pratiques, en tirant profit d'une expérience acquise dans le domaine industriel, a motivé mon rapprochement fin 2005 avec R. Johnston (*Information Systems Department*, université de Melbourne, Australie), spécialiste en sciences du management et en théories de l'action, avec lequel la poursuite de ce travail a été envisagée (cf. §5.2).

Ce travail a été initié en 2005 dans l'UPR 78 « Risque environnemental lié au recyclage » (Cirad, La Réunion). Il a donné lieu, pour l'instant, à une communication à une conférence à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°20) et une autre soumise et acceptée (cf. Annexe C.5, n°21). Un article a été soumis récemment à une revue à comité de lecture. ActSiM est implémenté avec le simulateur Vensim (cf. Annexe B).

Un article, publié dans les actes de l'*International Congress on Modelling and Simulation* (Modsim 2005), est joint en Annexe D.6 pour illustrer ce travail.



## 4.5 Elaboration de stratégies de gestion de flux à l'échelle de territoires

### 4.5.1 Gestion collective des lisiers de porcs de la localité de Grand Ilet (PVGI)

#### Genèse du projet PVGI

Les modèles, principalement réalisés au cours de l'ATP 99/60 mais largement améliorés depuis, permettent donc de simuler différents aspects de la gestion de flux d'effluents d'élevage aux niveaux de l'exploitation et du territoire. Leur utilisation en situation de gestion avec des acteurs agricoles constitue le sujet de la thèse de J.-M. Médoc en cours (2004-2006). Le premier cas traité dans ce travail a concerné la gestion des lisiers porcins de la localité de Grand-Ilet, enclavée dans un cirque montagneux. Ce projet « Porcherie Verte–Grand Ilet » (PVGI), a été financé par le Gis « Porcherie verte » en 2004-2005 (Médoc et Guerrin, 2006). Ce cas, très critique, avait déjà fait l'objet d'enquêtes préliminaires et de nombreuses réunions de sensibilisation avec les éleveurs (Renault et Paillat, 1999). Il met en jeu 47 éleveurs et 51 élevages de porcs représentant 1 000 truies, dans un contexte de mise aux normes des élevages et d'application de la réglementation par les services de l'Etat (Daf). Au total 20 000 m<sup>3</sup>/an de lisier de porc doivent être gérés, en relation avec 2 700 t/an de fumier de volaille et 2 700 m<sup>3</sup>/an de lisier de poule, alors que la SAU disponible dans cette zone de montagne n'est que de 187 ha, dont 75 ha, seulement, cultivés. Le taux global d'application de l'azote issu de l'ensemble des effluents d'élevage produits à l'ensemble de la surface cultivée, compris entre 3 200 et 3 800 kgN/ha/an, est excessif puisque plus de 15 fois supérieur au taux admissible. Les autorités agricoles ont sommé, fin 2002, les éleveurs de Grand Ilet de normaliser leurs élevages en accord avec la réglementation. Désormais, la pérennité de ces élevages dépend de la mise en œuvre d'une stratégie efficace de gestion de leurs effluents.

#### Travaux réalisés

La gestion des litières et lisiers de volailles ne posant pas de problème particulier (compostage), nous nous sommes surtout intéressés à celui de la gestion des lisiers porcins dont la valorisation est plus difficile. Quatre grandes questions ont été successivement soulevées :

1. Faut-il exporter le lisier de porcs hors de Grand Ilet ou le traiter sur place ?
2. Quel procédé de traitement choisir ?
3. Comment coordonner l'approvisionnement en lisiers de l'unité de traitement ?
4. Quels débouchés pour les coproduits issus de cette unité de traitement ?
5. La *supply chain* ainsi constituée est-elle cohérente et fonctionnera-t-elle correctement ?

A chacune de ces questions correspondent différents choix possibles. C'est pour accompagner le processus de décision des acteurs agricoles concernés (éleveurs, décideurs publics, organisations professionnelles, techniciens du développement) que l'utilisation de nos modèles a été envisagée. Les résultats obtenus à ce jour et les actions envisagées à court terme sont exposés ci-après (pour plus de précisions, cf. le rapport technique Médoc et Guerrin, 2006).

La question n°1 (exporter les effluents ou les traiter sur place ?) a été abordée par l'évaluation des coûts de transport impliqués par une exportation hors du cirque et par le calcul, à l'aide d'un SIG, des superficies potentiellement épandables dans la zone réceptrice,

compte tenu du type d'effluents à valoriser (matières liquides ou solides), des exclusions réglementaires (proximité d'habitation, de cours d'eau...), des sources concurrentes de matières organiques, et des pratiques de fertilisation des agriculteurs. Le bilan entre l'offre en effluents produits par les élevages de Grand Ilet et la demande potentielle en matières organiques des cultures de la zone Nord-Est de la Réunion a ainsi été établi<sup>23</sup>. L'étude a conclu à l'impossibilité de l'exportation des lisiers (pas de surfaces disponibles, coûts de transport prohibitifs) et, donc, à la nécessité d'un traitement sur place par une unité collective desservie par l'ensemble des élevages, selon un procédé privilégiant la production de coproduits solides facilement exportables (Médoc et al., 2004).

La question n°2 (quel procédé de traitement ?) a ensuite été traitée par utilisation du modèle MACSIZUT (Farinet et al., 2003), en comparant les rapports coût/efficacité des 11 procédés de traitement agréés par les Agences de l'Eau. Quatre réunions de discussion autour des résultats de simulation obtenus avec le modèle ont été tenues par J.-M. Médoc avec l'ensemble des acteurs agricoles de Grand Ilet réunis au sein d'un groupe de travail. Il s'agissait donc d'un mode d'interaction indirecte, basé sur des supports graphiques (tableaux, diagrammes) obtenus à partir de simulations réalisées en dehors de ces réunions. Ces discussions ont permis d'élaborer et de valider collectivement un scénario de gestion collective, incluant le traitement des lisiers porcins par un procédé basé sur la centrifugation du lisier suivie d'une nitrification-dénitrification (Médoc et al., 2004).

La question n°3 (quel mode d'approvisionnement de l'unité de traitement collective ?) a été traitée en 2005 avec le modèle APPROZUT (Guerrin et Médoc, 2005), paramétré pour la situation de Grand Ilet par des données géographiques (voies de communication, distances) et agronomiques (caractéristiques structurelles des élevages) actualisées<sup>24</sup> et des contraintes logistiques exprimées par nos partenaires de la FRCA<sup>25</sup>. L'objectif était de déterminer les règles de gestion permettant de coordonner les collectes de lisier auprès des 51 élevages porcins pour approvisionner la future unité collective de traitement, de manière à éviter tout débordement de stock et limiter les ruptures de lisier à traiter. Ce travail a permis d'élaborer et de comparer trois politiques d'approvisionnement (planifiée, réactive PUSH, réactive PULL), caractérisées par le mode de détermination de la date de livraison et de la quantité à livrer. Les simulations ont été réalisées en absence ou en présence d'aléas affectant les flux, la disponibilité des camions, les dates ou les durées de transport, et la circulabilité de la voirie. Les résultats de simulation ont été évalués selon un critère principal, l'absence de débordement de stocks, et plusieurs critères secondaires : nombre et fréquence des collectes, durée de transport, distance parcourue, quantités livrées, temps de rupture de stock, temps de travail, robustesse aux aléas. Les stratégies réactives, basées sur un contrôle en feed-back, sont plus efficaces pour faire face à l'incertitude du système que la stratégie planifiée en boucle ouverte. Au final, la solution paraissant la plus satisfaisante est la politique PUSH, où les dates et quantités de collecte sont déterminées par le niveau de stock des élevages (Guerrin et Médoc, 2005).

## Bilan du projet PVGI

Par rapport aux ambitions initialement affichées dans ce projet, seules les questions 1 (exportation ou traitement) et 2 (choix du procédé de traitement) ont été complètement

---

<sup>23</sup>La systématisation de la méthode utilisée a donné lieu, par la suite, au développement de FERTIMO, outil informatique de calcul de bilans sous MICROSOFT ACCESS couplé au SIG MAPINFO et à différentes bases de données (Médoc et al., 2006).

<sup>24</sup>Travail, non publié, réalisé au cours du stage de Sylvain Bouquet en 2004 (cf. §6.1.2).

<sup>25</sup>Fédération réunionnaise des coopératives agricoles.

traitées, la question 3 (approvisionnement) ne l'a été que partiellement, et les questions 4 (débouchés des coproduits) et 5 (cohérence de la *supply chain*) restent encore en suspens.

Concernant la question n°3, l'utilisation du modèle APPROZUT n'a, en effet, pour l'instant pas fait l'objet d'une véritable interaction avec les acteurs concernés (si l'on excepte la démonstration du modèle à l'ingénieure de la FRCA alors chargée du dossier), en raison de priorités plus pressantes invoquées par le principal opérateur, la FRCA (acquisition du foncier, DUP, montage de la structure de portage du projet, études géotechniques...). La décision concernant le choix d'un mode d'approvisionnement de l'unité de traitement de Grand-Ilet reste, donc, encore à construire collectivement. En tout état de cause, les améliorations apportées au modèle APPROZUT sur le cas de Grand Ilet nous permettent d'envisager son utilisation dans d'autres projets (cf. §5.1.4) : l'un, « Incivol », visant à étudier la valorisation énergétique des litières de volailles produites à la Réunion dans les deux centrales électriques bagasse/charbon de l'île (98 élevages concernés) ; l'autre, concernant l'aide à la définition des modalités de gestion de l'unité de traitement de lisier récemment installée au Lycée agricole de Saint-Joseph (5 à 6 élevages concernés).

La question n°4 nécessite l'exploration des voies de valorisation envisageables pour les coproduits issus du traitement. Celle-ci devra, en priorité, identifier les modalités d'éventuels traitements complémentaires en aval de l'unité de traitement (lagunage de l'effluent traité, compostage du refus de centrifugation) et les unités de consommation potentielles des coproduits ultimes (parcelles d'épandage ou d'irrigation pour les liquides, exploitations agricoles ou fabricant d'engrais organiques pour les produits solides). Des scénarios de gestion devront, par la suite, être élaborés en concertation avec les acteurs, puis, testés avec les modèles MAGMA ou BIOMAS.

L'interdépendance, déjà constatée, entre les choix de gestion et de conception de la filière de traitement confirme la nécessité d'évaluer l'ensemble de la *supply chain* qui sera finalement constituée : unités de production de lisier (élevages), système d'approvisionnement, unité de traitement du lisier, traitements complémentaires éventuels des coproduits liquides et solides, système de transport des produits ultimes, unités de consommation finales. L'évaluation par simulation du fonctionnement global de cette *supply chain*, correspondant à la question n°5, pourra être envisagée une fois la question n°4 résolue. Dans cette perspective, l'adaptation du système multi-agents BIOMAS à la simulation de scénarios complexes (dont ceux concernant Grand-Ilet) a été réalisée par Tiana Ralambondrainy<sup>26</sup> et J.-M. Médoc, en partenariat avec Rémy Courdier et Denis Payet (Iremia, Université de la Réunion). Ce travail a donné lieu à la rédaction d'un guide d'utilisation de BIOMAS et à un début de réflexion sur les outils d'aide à l'analyse de simulations multi-agents (Payet et al., 2005).

Ce travail, qui participe du travail de thèse de J.-M. Médoc, a été réalisé en 2004-2005 dans l'UPR 78 « Risque environnemental lié au recyclage » (Cirad, La Réunion). Il a donné lieu à trois communications dans des conférences à comité de sélection (cf. Annexe C.5, n°28, 41, 42), une communication dans une conférence sans sélection (cf. Annexe C.6, n°9) et un rapport technique (cf. Annexe C.7, n°24).

---

<sup>26</sup>Dans le cadre d'un CDD effectué en 2004-2005 au Cirad (cf. §6.1.3).

#### 4.5.2 Gestion individuelle et collective d'effluents d'élevage au Petit Tampon-Grand Tampon (PT-GT)

##### Genèse du projet PT-GT

Afin d'élargir la gamme des situations de confrontation de nos modèles avec les réalités de gestion agricole des effluents d'élevage, un nouveau terrain d'étude a été sélectionné pour la thèse de J.-M. Médoc. Après avoir envisagé la zone de Plaine-des-Grègues, située dans le sud de la Réunion, c'est la zone du Petit Tampon-Grand Tampon, peu éloignée et moins conflictuelle<sup>27</sup>, qui a été choisie en concertation avec nos partenaires de la FRCA. Ce cas implique 30 exploitations d'élevage qui disposent de 20 ateliers bovins, 14 ateliers avicoles et 4 ateliers porcins. Cette production d'effluents doit être gérée sur une SAU de 1 277 ha occupée à 90 % par de la canne à sucre et des fourrages, et à 10% par des cultures de diversification (maraîchage, ananas, agrumes). Contrairement au cas de Grand Ilet, il s'agit donc d'une situation de productions agricoles diversifiées, où la disponibilité de superficies d'épandage n'est pas limitante (moins de 100 kgN/ha de SAU/an). La gamme des choix possibles en matière de gestion des effluents est donc, *a priori*, plus vaste qu'à Grand Ilet. La situation y étant, également, considérablement moins critique, les acteurs mobilisables dans ce projet se limitent essentiellement aux conseillers agricoles intervenant dans la zone.

##### Travaux réalisés

Cette étude a, dans un premier temps, repris et systématisé la démarche de bilan micro-régional mise en œuvre à Grand Ilet, confrontant l'offre en effluents d'élevage aux besoins des cultures à l'échelle de la zone étudiée. Un outil informatique permettant le calcul de ces bilans a été développé par couplage du SIG MAPINFO au logiciel de base de données MICROSOFT ACCESS (Médoc et al., 2006). Le bilan global réalisé sur la zone du Petit Tampon-Grand Tampon ne montre pas d'excédents sous les hypothèses de fertilisation organique et minérale adoptées.

En revanche, les enquêtes réalisées auprès de 32 exploitants (dont 22 éleveurs) ont permis d'observer localement des cas de déséquilibre manifeste entre production et consommation d'effluents au niveau de certaines exploitations. Ces enquêtes suggèrent quelques pistes intéressantes à approfondir pour formuler des hypothèses d'explication des comportements de gestion des effluents d'élevage :

- importance des relations sociales favorisant (liens familiaux ou d'amitié) ou inhibant (inimitiés de voisinage) les transferts de matières entre exploitations ;
- manque de coordination entre l'offre et la demande d'effluents, paraissant lié à des différences de contraintes logistiques et d'organisation du travail entre les producteurs (éleveurs), pour lesquels les effluents constituent un déchet, et les consommateurs potentiels (maraîchers), pour lesquels ils sont une ressource.

Ces enquêtes de terrain montrent, en tous cas, la limite des diagnostics établis à partir de bilans micro-régionaux, basés sur un raisonnement exclusivement agronomique (valeur fertilisante des effluents, besoins des cultures) et ignorant les réalités sociales et pratiques des agriculteurs. Elle mettent en évidence, au contraire, la nécessité de prendre en compte la réalité de façon plus fine (dynamique du système de production, facteurs sociaux, contraintes de coordination offre-demande), pour pouvoir élaborer des scénarios de gestion basés sur des transferts entre exploitations qui aient quelques chances d'être réalistes.

---

<sup>27</sup>L'imbrication des activités agricoles avec l'urbanisation croissante dans la zone de Plaine-des-Grègues génère des conflits qu'il a été jugé préférable d'éviter pour mener à bien une recherche sur le sujet sensible des effluents d'élevage.

## Bilan du projet PT-GT

L'étape d'acquisition des données est à présent terminée. L'analyse approfondie des résultats d'enquêtes devrait permettre d'élaborer différents scénarios hypothétiques de gestion, en concertation avec les conseillers agricoles intervenant dans la zone. Ce travail se poursuit actuellement par l'utilisation des modèles :

- MAGMA, pour étudier les possibilités d'amélioration de la gestion individuelle des effluents dans les exploitations présentant des situations critiques ;
- BIOMAS, pour étudier les possibilités d'une éventuelle organisation collective des transferts d'effluents entre exploitations excédentaires et déficitaires<sup>28</sup>.

La situation du Petit Tampon-Grand Tampon, impliquant plusieurs centaines d'agents (élevages, cultures, exploitants, moyens de transport), nous sert également de banc-test pour poursuivre la réflexion engagée à l'issue du projet PVGI (cf. §4.5.1) sur le développement d'outils d'aide à l'analyse de simulations multi-agents. Ce travail s'effectue par le biais de réunions périodiques autour de la thèse de T. Ralambondrainy démarrée en 2006 à l'Iremia sur ce sujet avec R. Courdier (Ralambondrainy et al., 2007).

La diversité des exploitations représentées dans cette zone devrait également nous permettre de poursuivre, en utilisant MAGMA ou BIOMAS, l'étude visant à évaluer l'intérêt d'une approche basée sur la simulation de cas types d'exploitations que nous avons ébauchée avec J.-M. Paillat (§4.1.3).

Ce travail, qui participe également de la thèse de J.-M. Médoc, a été initié en 2005 dans l'UPR 78 « Risque environnemental lié au recyclage » (Cirad, La Réunion). S'étant focalisé jusqu'à présent sur l'acquisition de données et la réalisation d'un bilan micro-régional, il n'a encore donné lieu à aucune publication me concernant directement, hormis une communication acceptée dans une conférence à comité de sélection sur les outils d'analyse de simulations multi-agents (cf. Annexe C.5, n°43).

## 4.6 Acquis et problèmes de modélisation intégrée de systèmes de production agricoles

### 4.6.1 La démarche « Mafate »

Au-delà des modèles permettant de simuler différents cas de gestion de flux, l'un de nos principaux acquis est le développement de la démarche qui, de fait, a constitué le fil conducteur des travaux réalisés au sein de l'ATP 99/60 (§4.1) et de ceux qui l'ont suivie (cf. les thèses de J. Vayssières, §4.3, et J.-M. Médoc, §4.5). Cette approche de « Modélisation et analyse de flux de matières à l'échelle de territoires<sup>29</sup> » (« Mafate ») comporte les étapes suivantes :

1. enquêtes en exploitations choisies de façon à couvrir la diversité des situations de gestion ;
2. réalisation d'une typologie d'exploitations basée sur des critères de gestion permettant de définir des exploitations types et caractériser leurs stratégies de gestion actuelles ou potentielles ;
3. réalisation de « modèles d'action », synthétisant les principales règles et modalités de gestion des agriculteurs ;

---

<sup>28</sup>Pour cela, un outil de paramétrage automatique de BIOMAS à partir de bases de données a été réalisé au cours du stage d'Eric Turpin en 2006 (cf. §6.2.2).

<sup>29</sup>Il s'agit ici de la notion de « territoires d'action » de l'agriculture développée par Papy (1999).

4. construction de modèles permettant de simuler les flux résultant des pratiques de gestion aux niveaux « individuel » (internes à l'exploitation) et « collectif » (entre exploitations à l'échelle d'un territoire) ;
5. élaboration par simulation de stratégies de gestion et vérification des résultats obtenus sur des critères de vraisemblance agronomique (« à dire d'agronome ») ;
6. validation des modèles « par l'usage », en situation de gestion avec les acteurs agricoles concernés (agriculteurs, conseillers agricoles, décideurs professionnels ou publics).

Les étapes 1 et 3 sont des préalables indispensables à la construction de modèles de gestion de flux (même si, en pratique, un certain parallélisme est possible), afin de rendre compte des pratiques actuelles des agriculteurs, identifier leur cadre de contraintes, et expliciter leurs stratégies. L'étape 2 est également très utile, si l'on souhaite prendre en compte la diversité des situations de gestion dans une région déterminée de façon générique. Nos modèles ne peuvent pas être transposés tels quels à des situations de gestion éloignées de celles que nous avons étudiées, mais leur adaptation est possible ; l'ampleur et la faisabilité de cette adaptation doit être appréciée au cas par cas, au vu des résultats de l'étape 3.

Au-delà de la construction des modèles, leur utilisation pour simuler et analyser le fonctionnement des systèmes représentés sous différentes hypothèses est un travail long et passionnant, indispensable pour en recueillir les fruits. Le couplage de modèles de gestion de flux avec des modèles mécanistes de processus biophysiques, élaborés dans d'autres contextes pédoclimatiques, est problématique lorsque les données nécessaires à leur paramétrage manquent, ou que leur généricité n'est pas garantie pour la situation locale étudiée ; afin de simuler les effets des pratiques sur ces processus, on s'oriente, à présent, vers la synthèse de connaissances expertes, sous la forme de règles simples ou de formules empiriques validées localement. Un travail important reste à faire, d'une part, sur l'évaluation multi-critères des stratégies de gestion simulées (quels objectifs d'évaluation ? quels indicateurs ?), d'autre part, sur l'utilisation des modèles en situation de gestion avec des acteurs agricoles (quelles modalités d'interaction autour du modèle ? quels moyens de capitalisation des connaissances acquises par simulation ? quelle utilisation de cas types ou de cas réels d'exploitations ?). Ces problèmes, encore en suspens, sont discutés respectivement §4.6.4 et §4.6.5.

#### **4.6.2 Un cadre conceptuel de modélisation des systèmes de production agricoles**

Je situe mon approche en parfait accord avec les propositions faites par Thornton et Herrero (2001) pour les systèmes mixtes agriculture-élevage. Ces auteurs appellent, en effet, de leurs vœux un cadre de modélisation intégrant différents niveaux d'organisation et échelles temporelles et spatiales, permettant, avant tout, d'évaluer les effets des facteurs de changement auxquels sont soumis les systèmes de production agricoles (*impact assessment*). Sans exclure une approche par optimisation (qui devrait alors, selon ces auteurs, utiliser les critères définis par les acteurs eux-mêmes), leur objectif principal renvoie à la construction de modèles de simulation permettant d'évaluer des stratégies « atteignables » (en pratique), de préférence à des stratégies « faisables » (en théorie). Pour cela, ils établissent une longue liste de fonctionnalités que ce cadre devrait satisfaire, parmi lesquelles figure, en première place, la capacité à représenter les pratiques des agriculteurs. C'est ce critère qui définit l'applicabilité des modèles, car les problèmes auxquels sont confrontés les acteurs agricoles sont, selon Thornton et Herrero (2001), surtout d'ordre systémique et non pas technique.

C'est, pour eux, le facteur clé de la complexité des agrosystèmes et un défi pour la recherche : *"To a large extent it is the complexity of the management options that makes these systems so complicated"*. Je partage, sans réserve, ce point de vue avec mes collègues de l'Inra de Toulouse (Garcia et al., 2005).

L'un des principaux enjeux scientifiques est donc méthodologique. Il s'agit de construire un cadre de modélisation pour :

- représenter un système de production à différentes échelles d'analyse ;
- intégrer les connaissances diverses que l'on a sur ce système ;
- simuler la dynamique des interactions entre les pratiques de gestion et les flux de matières ;
- évaluer l'impact de ces pratiques sur la viabilité et la durabilité du système de production ;
- concevoir et tester, en relation avec les acteurs concernés, de nouvelles stratégies de gestion pour améliorer les performances du système selon différents critères.

Les modèles de gestion de flux que nous avons développés au cours de l'ATP 99/60 (cf. MAGMA, BIOMAS, APPROZUT, §4.1.1), les efforts de généralisation en cours (cf. extension à l'ensemble d'une exploitation, §4.3 ; simulation générique de l'action, §4.4), et l'intégration de ces modèles dans une démarche globale, allant de l'acquisition des connaissances à leur utilisation avec les acteurs agricoles (cf. Mafate, §4.6.1), s'inscrivent pleinement dans cette perspective. Ces expériences m'ont permis de développer une certaine conception de la représentation de systèmes de production agricoles (exploitation, groupes d'exploitations).

Selon cette conception, tout système de production agricole peut être représenté par un ensemble de stocks reliés par des flux de matières de différentes natures. Deux types de flux sont distingués, selon qu'ils résultent de processus attribuables à des causes humaines ou naturelles : les flux « agissables » (qui n'ont lieu que s'il y a intervention humaine) et les flux « biophysiques » (qui ont lieu même en l'absence d'intervention humaine). Ces deux types de flux interagissent par l'intermédiaire de l'activité humaine, qui vise à orienter les flux biophysiques, conduisant aux produits valorisables de l'exploitation, par les flux agissables qu'elle génère. La gestion du système de production peut alors être vue comme le contrôle d'un ensemble de stocks par les activités de l'exploitant qui s'inscrivent, fondamentalement, dans un environnement dynamique, évoluant indépendamment de toute action, qui rend cruciale la prise en compte de l'irréversibilité de l'écoulement du temps dans sa gestion (Cellier et al., 1996). Ces activités découlent de la confrontation entre les situations concrètes rencontrées par l'exploitant et les stratégies de gestion qu'il a élaborées pour y faire face. Par « situation », j'entends l'ensemble des contraintes de différentes natures (disponibilité de ressources, conditions climatiques, économiques,...), qui s'exercent en un temps et en un lieu déterminés et restreignent la gamme des possibilités d'action. Parmi les ressources nécessaires à l'action, l'information intervient sous la forme d'événements endogènes (changements d'états) ou exogènes (perturbations ou contraintes de nature climatique, économique, politique, sociale, réglementaire...), perçus par l'exploitant, directement ou par le biais d'indicateurs. Par « stratégie », j'entend la combinaison de principes généraux d'action et de règles de choix ou d'adaptation conjoncturelles portant sur les flux agissables. Ces stratégies reflètent, sans qu'il soit toujours possible de les identifier précisément, les objectifs de gestion, les connaissances, les préférences et les capacités de l'exploitant (interprétation, réactivité, décision, action, anticipation, mise à profit d'expérience...). Situations et stratégies de gestion sont interdépendantes : la mise en oeuvre de stratégies contribue à créer de nouvelles situations concrètes ; l'expérience acquise par cette mise en oeuvre permet, à son tour, de modifier les stratégies.

Ce cadre conceptuel, sous-jacent au travail de thèse de J. Vayssières au niveau de

l'exploitation (cf. §4.3), devra être vérifié et précisé dans le projet SPA/DD, notamment pour ce qui concerne les pratiques de gestion collective (cf. §5.1.4).

### 4.6.3 Une évolution conceptuelle de l'action planifiée à l'action située

La confrontation, à maintes occasions (cf. projet MAGMA-CD, §4.3.1), de la représentation de l'action dans mes modèles de simulation de flux (MAGMA, APPROZUT) et de l'ontologie des systèmes de production agricoles de mes collègues Martin-Clouaire et Rellier (2005), m'a amené à remettre en cause le paradigme de l'« action planifiée » au profit de la théorie de l'« action située » (Suchman, 1987).

Les problèmes de management au niveau opérationnel sont, en effet, classiquement formulés en termes de planification et de décision. Cela tient à la conception, très largement répandue en Occident (véhiculée, notamment, par la théorie économique classique, cf. Cohendet et Diani, 2005), selon laquelle les actions d'agents humains résultent nécessairement de délibérations conscientes, réalisées à l'aide de représentations mentales ou de modèles (e.g., des plans), permettant de raisonner (= décider) les actions à entreprendre en réponse à des intentions préalablement établies :

- tout acteur possède un « but », prédéterminé et stable, vu comme l'état du monde à atteindre ;
- un « plan », représentation symbolique globale et détaillée de séquences d'actions, est généré pour atteindre ce but ;
- agir consiste à exécuter le plan comme un programme, de façon plus ou moins flexible pour tenir compte des conditions concrètes rencontrées ;
- l'acteur est extérieur à son environnement, qui ne lui fournit aucune aide et lui est, au pire, hostile (source de contraintes et d'incertitudes), au mieux, neutre (sensiblement stable ou prévisible) ;
- l'action cesse lorsque le but est jugé atteint ;
- manager consiste à générer le plan et à en contrôler l'exécution, sur la base d'observations, pour réduire l'écart entre actions prévues et réalisées.

Cette conception de l'action planifiée est, effectivement, en accord avec la notion de « modèle d'action » telle qu'elle a été utilisée, par exemple, par Aubry et al. (1998) et à laquelle on a pris, dans la communauté française, l'habitude de se référer (que je ne récus pas, puisque c'est une étape clé de notre démarche, cf. §4.6.1 et Aubry et al., 2006). Mais il faut rappeler que, pour les inventeurs du concept eux-mêmes (le *modèle général* de Sebillotte et Soler, 1988), un modèle d'action est une représentation *du point de vue d'un observateur* extérieur au système considéré<sup>30</sup>. La connaissance du fonctionnement de ce système étant essentiellement acquise à dire d'acteur, il s'agit, de plus, de l'analyse *ex-post* d'un discours *sur l'action déjà faite*<sup>31</sup>, et non la représentation de l'action *en train de se faire*. Rien ne dit, donc, qu'un modèle devant simuler le comportement des acteurs internes à ce système doive adopter, et ce point de vue, et cette base théorique. L'étude de nombreux domaines (industrie, agriculture ou, tout simplement, la vie quotidienne) montre, en effet, qu'une très large part de l'activité humaine est de nature essentiellement réactive, ne nécessitant, ni délibération consciente, ni prise de décision :

- tout acteur, poussé par des motivations<sup>32</sup> diverses, vise souvent plus à maintenir

---

<sup>30</sup>Ces auteurs insistent aussi sur le caractère adaptatif du comportement de l'agriculteur.

<sup>31</sup>Il n'est pas surprenant que la grille d'interprétation soit l'action planifiée, puisqu'il nous est assez naturel de parler ou de raisonner sur l'action en ces termes, héritage cartésien oblige (dualisme corps/esprit, décision/action, conception/exécution).

<sup>32</sup>La notion de « motivation », comme force motrice de l'action, est préférée à celle de « but », vu comme un état du monde à atteindre (Clancey, 2002).



- une relation avec son environnement (incluant d'autres acteurs) ou un état interne subjectif (e.g., satisfaction) qu'à parvenir à un état du monde purement objectif; le « but », s'il est explicité, est évolutif et se construit en cours d'action<sup>33</sup>;
- il n'y a pas nécessité de représentation formelle, centralisée, de l'activité à accomplir; des plans (partiels, grossiers) peuvent, éventuellement, être utilisés comme « ressources » pour guider l'action, mais ne la déterminent pas totalement (l'action située peut donc, également, être « modèle d'action-compatible »; cf. supra);
  - agir consiste à mettre en œuvre une grande variété de comportements *ad hoc*, en réponse aux situations dont participe l'acteur : routines, schémas culturels ou adaptatifs, couplage sensori-moteur distribué..., ne nécessitant ni représentation, ni raisonnement, ni prise de décision;
  - l'action ne cesse jamais (dormir est aussi une activité) et s'auto-entretient dynamiquement : la situation crée l'action et l'action contribue à créer de nouvelles situations; plan et but sont des résultats émergents de l'action et non ses déterminants;
  - l'acteur est en interaction continue avec son environnement structuré par des pratiques (notamment les siennes), ce qui lui permet d'alléger sa charge cognitive, de coordonner et d'ajuster ses actions en temps réel;
  - manager consiste à structurer l'environnement de l'action (créer des *affordances*, au sens de Gibson, 1979) pour induire et faciliter le comportement adapté des acteurs en évitant, autant que possible, les situations où ils doivent recourir à une prise de décision.

Le cadre de modélisation de l'action, ACTSIM, que j'ai ébauché en généralisant les concepts sous-jacents aux modèles MAGMA et APPROZUT, a pour ambition de contribuer à cette théorie de l'action située et, ce, pour deux raisons.

La première raison tient à la construction de nos modèles. Si notre objectif est de modéliser de façon détaillée des systèmes de production agricoles, grands et complexes, faire reposer toute action sur un plan global et cohérent (ou, même, sur l'articulation complète de plans partiels) me paraît inatteignable, compte tenu de la complexité de l'opération de planification elle-même. De fait, les simulateurs existants font l'impasse sur cette étape cruciale (e.g., le plan, souvent conçu manuellement sur la base d'expertise, est une entrée fixée a priori du modèle de Martin-Clouaire et Rellier, 2005), comme conséquence inéluctable de la difficulté de générer ou réviser un plan en temps utile pour agir (Jennings et al., 1998). Cette remise en cause me paraît d'ailleurs inévitable d'un point de vue théorique, sauf à entrer dans une boucle de récursion infinie : si toute action est planifiée, alors la planification l'est aussi, et la planification de la planification également, et ainsi de suite... Jusqu'à quel Grand Planificateur faudrait-il alors remonter pour être cohérent avec l'absolutisme du plan ?

La seconde raison tient à l'utilité de nos modèles. Si notre objectif est d'évaluer des systèmes de production vis-à-vis du développement durable (cf. §5.1), c'est en représentant du mieux possible ce qui est (ou serait) effectivement fait que l'on pourra en mesurer les impacts (e.g., la consommation de ressources) et, en retour, apprécier l'influence réciproque du contexte ainsi modifié sur l'action elle-même. Prendre un plan défini *a priori* comme déterminant essentiel de l'action serait prendre un référent statique dans un environnement intrinsèquement dynamique (i.e., qui évolue indépendamment de toute action) pour générer un processus dont on a les meilleures raisons de penser qu'il est, aussi, fondamentalement dynamique. En ce sens, c'est bien vers l'« Ecologie de l'action » prônée par Hubert (2004)

---

<sup>33</sup> "...in the complexity of human affairs the unequivocal pursuit of objectives which can be taken as given is very much the occasional special case; it is certainly not the norm" (Checkland, 1999). Cf. aussi l'oeuvre de James March, décrite, notamment, par Urfalino (2004).

ou la « Psychologie écologique » de Reed (1996) qu'il nous faut tendre.

C'est donc le niveau opérationnel que doivent représenter nos modèles, en étant centrés prioritairement sur l'action, immanente et dynamique, plutôt que sur la décision et le plan, transcendants et statiques<sup>34</sup>. Par contre, c'est au niveau stratégique, où se décident les principes de gestion technique, que ces modèles doivent être utilisés, pour aider aux processus de décision d'acteurs visant à élaborer et choisir leurs stratégies (irréductibles, à mon sens, à la conception de plans). En d'autres termes, si le modèle doit représenter l'action d'agents *virtuels* au niveau opérationnel, son utilisation doit contribuer à la prise de décision d'acteurs *réels* au niveau stratégique. Si l'on admet que l'opposition dialectique entre action planifiée et action située recoupe, peu ou prou, la distinction faite par Aristote entre *praxis* (l'action pour elle-même) et *poiesis* (l'action tendue vers un but), alors notre rôle devrait être, en représentant la *praxis* des acteurs du niveau opérationnel, d'aider à la *poiesis* des concepteurs du niveau stratégique (fonctions qui, pour une exploitation agricole classique, sont souvent assumées par le même individu : l'exploitant).

Ma volonté de développer ce travail sur de bonnes bases théoriques et pratiques a motivé mon rapprochement avec R. Johnston, spécialiste en sciences du management et en théories de l'action à l'université de Melbourne (*Information Systems Department*). Notre collaboration a été envisagée par l'intermédiaire d'un projet soumis en 2005 au programme FAST (*French-Australian Science & Technology programme*) qui n'a malheureusement pas été retenu. Son contenu reste cependant le principal objectif de mon projet de recherche à moyen terme (cf. §5.2) :

1. concevoir une ontologie permettant de représenter les systèmes d'activités opérationnels par un ensemble minimal de concepts, définis de façon non-ambiguë et cohérente ;
2. formaliser mathématiquement ce cadre conceptuel pour construire des modèles de simulation de ces systèmes ;
3. analyser par simulation le fonctionnement de systèmes d'activités dans les systèmes de production agricoles (voire dans d'autres domaines) ;
4. en déduire des enseignements pratiques pour aider à leur gestion.

#### 4.6.4 Le problème de l'évaluation des stratégies de gestion

Toute gestion suppose d'évaluer les performances du système sur lequel elle porte. Les expérimentations agronomiques réalisées dans notre projet d'ATP (minéralisation des matières organiques, volatilisation de l'azote) étaient principalement justifiées par le paramétrage de modèles mécanistes de processus biophysiques (MOBE5, STICS) afin d'évaluer les stratégies simulées par nos modèles de gestion en simulant leurs effets sur le système eau-sol-plante-atmosphère (cf. §4.1.4). Cet objectif n'a pas été atteint, car ces expérimentations, lourdes, longues et coûteuses, ne délivrent finalement, dans le temps imparti par ce genre de projets, que des résultats trop spécifiques (à un lieu, une période de temps, un processus, ou un dispositif expérimental<sup>35</sup>) pour être valablement généralisés à la gamme de situations variées des systèmes de production. Or, du point de vue de la gestion de flux « macroscopiques », qui porte sur le niveau global des systèmes de production, la robustesse des résultats est de beaucoup préférable à la recherche de précision, inhérente aux méthodes analytiques des biophysiciens au niveau « microscopique ». On retrouve ici, concernant les données d'observation, la dialectique entre précision et pertinence, qui justifie souvent,

<sup>34</sup> Ceci n'est pas sans rappeler, bien que de façon moins radicale, la thèse de Brooks (1991) selon laquelle : "...representations are not necessary and appear only in the eye or mind of the observer."

<sup>35</sup> Fraction de parcelle, colonne de sol, chambre d'incubation, pilote de traitement d'effluents...

pour l'aide à la décision, une modélisation réaliste (qualitative, imprécise) de préférence à une modélisation trop spécifique (quantitative, précise) (Puccia et Levins, 1985).

Pour comparer de façon relative les stratégies de gestion, nous nous sommes donc limités, jusqu'à présent, à quelques indicateurs calculés par nos modèles de flux : agronomiques (azote épandu rapporté aux besoins des cultures), environnementaux (azote épandu en excès ou issu du débordement de stocks), économiques (temps de travail, distances parcourues), ou organisationnels (fréquence et répartition temporelle des épandages, robustesse face aux aléas). Ces indicateurs, bien que répondant aux critères de simplicité et de pertinence requis par nos objectifs, ne prennent en compte que deux dimensions : une dimension technique, appréciée en terme d'efficacité, et une dimension environnementale, appréciée (implicitement) sous l'angle du risque, en prenant l'azote comme seul indicateur. La dimension technique peut être qualifiée d'auto-référentielle, car elle évalue le système par rapport à lui-même, à l'échelle où il est représenté (son impact sur son propre fonctionnement). Si elle qualifie sa viabilité à court terme (efficacité, efficience, rentabilité), elle n'intervient que relativement peu dans l'appréciation de sa contribution aux enjeux, à plus long terme, du développement durable (cf. §5.1.1). La dimension environnementale concerne l'aval du système de production et se situe à une échelle englobant l'exploitation (son impact sur son propre environnement). Le risque environnemental n'est abordé que sous l'aspect « aléa » (occurrence d'un facteur de risque) et ignore la sensibilité des milieux récepteurs, d'ailleurs indéfinis (le risque concerne-t-il l'eau, le sol, l'air, la biodiversité, la santé publique,...?). Dans les deux cas, l'appréciation se fait selon une vision normative (comparaison aux « bonnes pratiques » ou à des normes réglementaires), à l'exception du critère de coût (qu'il convient simplement de réduire autant que possible).

Pour remédier à ces problèmes, il faut bien distinguer deux questions :

1. celle de l'évaluation des performances techniques des systèmes de production ;
2. celle de leur évaluation environnementale.

Dans le premier cas, on a besoin d'une modélisation des flux biophysiques afin de simuler leurs interactions avec les flux agissables (cf. la thèse de J. Vayssières, §4.3). Ceci n'implique pas de représenter tous les mécanismes de façon détaillée (comme nous l'avions envisagé avec MOBE5), mais au moins d'avoir une approximation robuste de leur évolution (dynamique). Pour cela, nous choisissons souvent de synthétiser les connaissances existant sur les processus biophysiques par des expressions (métamodèles, équations ou règles d'expertise validées localement, comme dans les travaux de Lewis et al., 1999) permettant de relier, le plus simplement possible, les causes et leurs effets sans entrer dans le détail des mécanismes sous-jacents (Guerrin et Paillat, 2003a).

Dans le deuxième cas, on a besoin d'évaluer différentes stratégies de gestion d'un même système de production (ou différents systèmes de production) de façon relative, par comparaison des un(e)s aux autres. La problématique de développement durable, qui constitue à présent le critère incontournable de l'évaluation, nous conduit à raisonner les impacts de ces systèmes en termes de risque (avéré ou supposé) à d'autres échelles de temps et d'espace que la leur (cf. §5.1.1). D'où notre intérêt pour les approches d'évaluation environnementale permettant cette comparaison (bien que de façon statique) par le biais d'« indicateurs » normalisés, représentatifs de différentes catégories d'impacts (nous nous intéressons surtout à l'analyse du cycle de vie, qui semble la méthode la plus appropriée ; cf. Payraudeau et van der Werf, 2002).

Ces considérations sont loin, cependant, d'épuiser le sujet de l'évaluation environnementale de stratégies de gestion qui mérite d'être repensé à l'aune des objectifs visés : Que

souhaite-t-on évaluer ? Dans quel but ? Pour quels acteurs ? Cette question est discutée dans le cadre de mon projet de recherche §5.1.

#### 4.6.5 Le problème de l'utilisation de modèles en aide à la décision

Nos travaux concernant les modalités d'utilisation des modèles en aide à la décision ont été, jusqu'à présent, extrêmement limités. Si une première expérience a été réalisée (cf. projet PVGI, §4.5.1) à l'aide d'un SIG pour décider de traiter sur place les lisiers de Grand Ilet puis, avec le tableur MACSIZUT, pour aider au choix d'un procédé de traitement, nos modèles de simulation dynamique (MAGMA, APPROZUT, BIOMAS) n'ont pas encore été testés pour élaborer véritablement des stratégies de gestion avec des acteurs agricoles si l'on excepte :

- les essais préliminaires de MAGMA effectués avec deux éleveurs en 2000<sup>36</sup> ;
- l'étude réalisée avec APPROZUT sur le cas de la future unité de traitement de Grand Ilet, basée sur les préférences exprimées par nos partenaires (FRCA), et l'utilisation des conclusions de cette étude par le service instructeur de la demande d'aide du porteur de projet.

Le déphasage entre le temps des chercheurs et le temps des acteurs de terrain explique, en partie, cet état de fait (cf. §4.5.1). Cependant, des causes plus profondes doivent aussi être recherchées dans notre incapacité à appréhender correctement les jeux d'acteurs dans ce processus collectif. De fait, si les questions relatives au choix d'un procédé de traitement (n°1 et 2, cf. §4.5.1) ont été traitées à Grand Ilet au sein de groupes de travail associant toutes les catégories d'acteurs concernés (éleveurs, institutions professionnelles et politiques), cette dynamique collective s'est interrompue dès lors que le dossier en a été confié à l'un des partenaires institutionnels (FRCA). Dans ce contexte, échappant à une rationalité purement technique, on peut se demander dans quelle mesure la prise de décision nécessite encore le support d'un modèle ?

Néanmoins, le travail réalisé avec MAGMA (cf. §4.1.3) puis, avec APPROZUT (cf. §4.5.1), nous a permis de poser les jalons d'une démarche de simulation pour concevoir des stratégies de gestion d'un système de production (Paillat, Guerrin, Médoc et Aubry, 2003). Le protocole est conçu selon une logique expérimentale : construction d'un scénario de base correspondant à la situation actuelle, évaluation et analyse de cette situation par simulation, introduction de modifications graduelles permettant de concevoir itérativement de nouvelles stratégies de gestion. Cette démarche, qui paraît *a priori* conforme à celle d'un agriculteur ou d'un conseiller agricole, reste à valider en situation de gestion avec des acteurs dans un cadre collectif.

La production de documents permettant de représenter la démarche de l'utilisateur et de capitaliser les connaissances acquises par simulation (trace de simulation, synthèse) est, pour l'instant, réalisée manuellement au fur et à mesure des simulations, sous une forme « papier ». Le recours à des outils plus élaborés, tels que *mind maps* ou *concept maps* (Cañas et al., 2003; Mackenzie et al., 2006), permettant de mieux organiser cette information multimedia (textes, graphiques, données,...), devrait être envisagé en relation avec les souhaits qui seront exprimés, à l'expérience, par les utilisateurs « profanes » de nos modèles (chercheurs thématiques ou acteurs agricoles).

Si la simulation de cas réels d'exploitations est intéressante dans une optique de conseil à l'exploitant individuel, le raisonnement sur des cas types d'exploitations pourrait s'avérer utile, à des fins d'appui à des conseillers agricoles ou à des décideurs professionnels ou publics. Dépasser la diversité de cas particuliers, dont les données précises sont souvent

---

<sup>36</sup>Essais effectués dans le cadre du stage de Gabrielle Viard, cf. §6.1.2.

difficiles à obtenir, peut, en effet, permettre d'élaborer des alternatives de portée générale. Concernant la gestion des effluents d'élevage, les problèmes et les stratégies de gestion génériques à chaque type d'exploitation pourraient, ainsi, être caractérisés par l'analyse systématique des cas décrits dans la typologie élaborée par Paillat, Aubry et Médoc (2003). Il serait intéressant de comparer alors ces simulations à celles réalisées sur des cas réels homologues et d'en vérifier les conclusions par enquête auprès des exploitants correspondants. Cela permettrait de valider, à la fois, la typologie et le modèle employés. Connaissant les types d'exploitations présentes sur un territoire, il serait alors possible, par extension, de procéder avec MAGMA ou BIOMAS à des évaluations à l'échelle micro-régionale.

La plupart de ces questions doivent être abordées dans la thèse de J.-M. Médoc sur la zone du Petit Tampon-Grand Tampon (cf. §4.5.2). Celles relatives à la place des modèles dans un processus de décision d'acteurs et au mode de capitalisation des connaissances issues des simulations nécessitent, à la réflexion, d'envisager une collaboration, à plus long terme, avec des chercheurs en sciences de gestion, des ergonomes ou des spécialistes d'ingénierie des connaissances. C'est la raison pour laquelle ces questions ne figurent pas, à l'heure actuelle, dans mon projet de recherche personnel présenté dans le chapitre 5.



## Chapitre 5

# Projet de recherche

### 5.1 Effet des facteurs de changement sur les systèmes de production agricoles

#### 5.1.1 L'enjeu du développement durable

Le caractère « durable » de la production agricole, vue sous ses dimensions environnementale, économique et sociale, est un enjeu majeur pour les acteurs agricoles et les décideurs publics. Par « durable », on entend la capacité d'un système de production à contribuer positivement aux enjeux de développement définis par le rapport Brundtland en 1987, que l'on peut résumer ainsi : « satisfaire les besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs ».

Les questions posées à la recherche concernent les effets des multiples facteurs de changement<sup>1</sup> auxquels sont confrontés les systèmes de production agricoles, les chaînes de causalité y conduisant, et les stratégies à mettre en oeuvre pour assurer, à la fois, leur *viabilité*, au sens de leur propre aptitude à vivre à court terme, et leur *durabilité*, au sens de leur capacité à permettre, à long terme, à d'autres de vivre (Boiffin et al., 2004). En effet, si la notion de durabilité dépasse la seule viabilité des structures, elle ne l'exclue pas. D'une part, il s'agit de garantir le présent : « Un développement durable, c'est d'abord un développement viable aujourd'hui » (Weber cité par Landais, 1998). D'autre part, les dynamiques actuelles des systèmes de production peuvent, dans une large mesure, conditionner l'avenir du développement. La question de leur viabilité mérite donc, également, d'être posée. Mais elle ne doit pas l'être en termes de pérennité ou de résilience<sup>2</sup>, mais plutôt, dans l'esprit de la théorie de la viabilité (Aubin et al., 1998), en termes de capacité d'adaptation face aux facteurs de changement : « A quelles conditions les systèmes de production agricoles sont-ils capables d'évoluer dans leur cadre de contraintes de façon compatible avec leur survie ? ». Répondre à cette question nécessite, à la fois, de définir plus précisément ce cadre de contraintes et son évolution, puis, de modéliser et simuler la dynamique de ces systèmes pour les évaluer. Si la première face de cette médaille est du ressort des agronomes, la seconde constitue mon propre champ de recherche.

L'introduction du critère de durabilité amène à repenser notre mode d'évaluation des stratégies simulées, dont j'ai déjà signalé qu'il ne concernait, jusqu'à présent, que l'unité de production ou son aval immédiat (cf. §4.6.4). Or, la durabilité se joue à de multiples

---

<sup>1</sup>Evolution des politiques agricoles, du climat, des techniques, de la disponibilité des ressources (eau, foncier, capital, aides...), des impératifs de rentabilité des exploitations, des activités concurrentes (habitat, tourisme, autre filières agricoles), des attentes des consommateurs, des réglementations, etc.

<sup>2</sup>Capacité à se maintenir en présence de perturbations.

échelles de temps et d'espace, pas toujours là où l'on croit. Si l'élevage à la Réunion a indéniablement des effets locaux, il eût également des effets distants : le boom de la culture du maïs destiné à la fabrication d'aliment pour l'élevage hors-sol réunionnais a provoqué une déforestation de grande ampleur dans le sud-ouest malgache, accompagnée d'un cortège de modifications écologiques et sociales (Fauroux, 2000). Il s'agit bien là d'un problème de développement durable lié à l'élevage, mais qui concerne l'amont d'une filière de production, et non l'aval d'une exploitation ou d'un groupe d'exploitations. L'utilisation de méthodes d'évaluation environnementale du type « Analyse du cycle de vie » (ACV ; cf. Basset-Mens et van der Werf, 2005; Payraudeau et van der Werf, 2005), que nous envisageons en couplage avec nos modèles de simulation (de façon synchrone ou asynchrone), devrait remédier à ces défauts. L'ACV permet, en effet, d'évaluer un produit de l'amont à l'aval d'un système de production, selon plusieurs catégories d'impacts, exercés à différentes échelles : consommation de ressources non renouvelables, eutrophisation, acidification, réchauffement climatique, écotoxicité... La délimitation du système de production est donc cruciale pour la mise en oeuvre de cette méthode.

Par ailleurs, comme le montre l'exemple de la filière lait à la Réunion (cf. ci-dessous), les adaptations structurelles et organisationnelles auxquelles doivent recourir les systèmes de production sont, de plus en plus souvent, raisonnées dans un cadre collectif en complémentarité avec d'autres filières de production agricoles ou non-agricoles (Papy, 1999). Le cadre classique de l'exploitation, comme unité productive de base gérée par un décideur unique, tend donc à éclater au profit d'une organisation en réseau, faisant intervenir de multiples acteurs et unités de production. Dès lors, de nouvelles règles de gestion sont à inventer et une question générale se pose : « A quelle(s) échelle(s) un système de production agricole doit-il être évalué et représenté ? ». C'est, notamment, à cette question que nous voulons répondre dans le projet « Systèmes de production animale et développement durable » (SPA/DD), financé par le programme ANR-Cemagref-Cirad-Inra « Agriculture et développement durable » (ADD) en 2007-2009<sup>3</sup>. Ce projet vise à mettre au point des outils pour simuler le fonctionnement global des systèmes d'élevage, évaluer leurs impacts environnementaux, analyser leur interaction avec leur contexte économique et social, et construire, avec les acteurs agricoles concernés, des stratégies de gestion plus durables. Dans ce cadre, je suis surtout impliqué dans la modélisation intégrée des pratiques et des flux de matière aux niveaux individuel (exploitation agricole) et collectif (organisations de producteurs).

### 5.1.2 L'exemple de la filière lait à la Réunion

Fortement contrainte par la disponibilité en surfaces et en ressources herbagères, la réglementation environnementale, la concurrence des produits importés, et la modification prévisible du régime des aides, la filière lait réunionnaise doit trouver les moyens d'accroître et d'améliorer sa production pour assurer son avenir. La demande du marché local permet, en effet, d'envisager le doublement de la production laitière au cours des prochaines années (passer de 20 à 40 millions de litres/an). Malgré les effets bénéfiques attendus (production, emplois,...), cet objectif risque cependant d'accroître les problèmes liés aux déchets d'élevage et agro-industriels et à la concurrence sur le foncier. Les moyens nécessaires à cette progression, tels que l'installation de jeunes éleveurs et l'intensification des systèmes

---

<sup>3</sup>Le projet SPA/DD, coordonné par P. Leterme, H. Clément (UMR SAS, Rennes) et M. Bonnaud (UMR Senah, Saint-Gilles), associe 13 équipes de recherche dans un cadre interorganismes (Agrocampus, Inra, Cirad, EHESS, université de Rennes II) et interdisciplinaire (agronomie, zootechnie, modélisation, sciences de l'environnement, économie, sociologie).



d'élevage, doivent donc, pour ne pas reproduire les erreurs du passé<sup>4</sup>, être raisonnés globalement, en cohérence avec les politiques de développement de l'île (canne à sucre, tourisme, urbanisation, aménagements routiers,...).

Cette situation est emblématique des défis auxquels sont confrontés les systèmes d'élevage dans le monde, face au doublement estimé de la demande en produits animaux dans les cinquante prochaines années, si l'on en croit le récent rapport produit par la FAO (Steinfeld et al., 2006)<sup>5</sup>. Dans ce contexte, la filière lait réunionnaise s'intéresse aux innovations capables d'améliorer l'efficacité technique et économique de la production et sa perception sociale. La valorisation des atouts d'un élevage bovin multifonctionnel et producteur d'externalités positives est, en effet, d'actualité, du fait de la mise en place du Parc National des Hauts. Les efforts portés, au niveau des exploitations, sur la gestion des flux de biomasse (cf. la thèse de J. Vayssières, §4.3) et la qualité du lait (cf. travaux de J. Bony, équipe Elevage, Cirad, La Réunion), se doublent d'une stratégie de recherche de complémentarité avec les filières sucre et maraîchage. Pour cela, la filière lait envisage l'approvisionnement en paille de canne des élevages en coopération avec les usiniers (Sicalait, 2002). L'objectif est, d'une part, d'utiliser la paille comme ressource fourragère complémentaire, d'autre part, de produire du fumier et du compost afin d'améliorer le recyclage des effluents dans les exploitations (dont la majorité produit du lisier) et susciter une filière d'engrais organiques pour l'agriculture.

La recherche de synergies agriculture-élevage, dont on attend une forte progression dans le monde au cours des prochaines décennies (Thornton et Herrero, 2001; Steinfeld et al., 2006), est au centre de cette stratégie d'adaptation au changement. Ce faisant, le point focal se déplace de l'exploitation vers le territoire, et le mode de gestion individuel tend à devenir collectif. Notre objectif d'évaluation de la durabilité de ces systèmes en cours de reconfiguration nécessite, donc, de définir les échelles d'espace et de temps pertinentes. Le choix de l'échelle de représentation d'un système de production devient ainsi une question centrale pour la modélisation.

### 5.1.3 Echelle de représentation d'un système de production

Pour simuler un système de production et évaluer sa viabilité et sa durabilité, il est nécessaire de prendre en compte ses relations avec son environnement physique, économique et social. Si l'exploitation agricole, gérée par un décideur unique, est encore souvent considérée comme unité de base, cette notion tend à se relativiser sous l'influence de la spécialisation des activités agricoles et leur intégration au sein de réseaux faisant intervenir une grande diversité d'acteurs (agriculture sous contrat, coopération, groupements... cf. Papy, 1999). De plus la notion d'exploitation, classique au Nord, ne coïncide pas toujours avec les structures observées dans les pays du Sud. La notion, même, de système de production, recouvre plusieurs réalités selon le point de vue où l'on se place : ensemble d'ateliers, exploitation, groupe d'exploitations, filière,... Elle mérite donc d'être clarifiée.

Par référence au concept de « chaîne logistique » (ou *supply chain*, cf. Stadtler, 2005),

---

<sup>4</sup>Le développement de l'élevage intensif dans les Hauts pour des raisons d'ordre économique (autosuffisance alimentaire), social (emploi) ou d'aménagement du territoire (maintenir l'activité), mais sans considérer le devenir des effluents produits, a entraîné les problèmes d'excédents que l'on connaît aujourd'hui.

<sup>5</sup>Ce rapport dénonce les impacts environnementaux considérables provoqués par les systèmes d'élevage à différentes échelles spatio-temporelles (surconsommation de ressources, réchauffement climatique, réduction de la biodiversité,...) et préconise des moyens drastiques pour y remédier (délocalisation et concentration de la production, suppression des aides, principe pollueur/payeur, rémunération des externalités positives, vérité des prix,...). Les conséquences en termes sociaux sont, notamment, l'élimination des petits et moyens producteurs...

on peut définir, de façon générale, tout système de production comme un réseau d'unités reliées par des flux (cf. §4.6.2). La portion de la *supply chain* retenue dans la modélisation définit ainsi l'étendue de la représentation. Selon les objectifs d'évaluation du système, on pourra ainsi considérer une exploitation isolément ou avec les unités de production situées à son amont (fournisseurs) et à son aval (clients) et ce, à différents ordres de profondeur<sup>6</sup>. Il convient, également, de choisir la granularité de représentation de chaque unité du réseau. On peut, en effet, représenter une exploitation agricole comme un ensemble d'ateliers sans détailler les flux internes à chacun d'eux (grain grossier) ou, au contraire, représenter ces flux (grain plus fin). La combinaison entre étendue et granularité constitue l'échelle de représentation du système.

Si le passage d'une exploitation, considérée isolément, au réseau qu'elle compose avec ses fournisseurs et ses clients induit, forcément, une augmentation de l'étendue de représentation, le choix de réduire ou non la granularité devra être raisonné en fonction des questions auxquelles on souhaite répondre. Une réflexion devra donc être menée pour combiner niveaux d'organisation et échelles temporelles et spatiales : A quels niveaux d'organisation faut-il agir pour influencer des processus se déroulant à différentes échelles ? A quelles échelles faut-il évaluer les effets de ces actions et représenter le système à gérer ? La comparaison d'évaluations réalisées à différentes échelles pourra, notamment, être réalisée. Plus généralement, on s'efforcera de clarifier les relations entre les concepts de niveau d'organisation et d'échelles spatiale et temporelle, en s'aidant des acquis de l'Ecologie (O'Neill et al., 1986; Peterson et Parke, 1998) et de l'« Agronomie des territoires » en émergence (Papy, 1999).

#### 5.1.4 Application à la modélisation d'organisations collectives

Plusieurs projets de développement auxquels nous participons à la Réunion et en Bretagne (cf. tableau 5.1) traitent d'organisations collectives mises en place par des acteurs agricoles à une échelle territoriale pour améliorer, par des innovations, la gestion d'effluents d'élevage. Les problèmes auxquels se trouvent confrontés les concepteurs de ces projets sont :

- la configuration de réseaux de transfert d'effluents des exploitations productrices vers les exploitations consommatrices ;
- l'analyse et l'évaluation des dynamiques de transfert locales (intra-exploitation) et globales (réseaux d'exploitations) en présence d'aléas et de facteurs de changement ;
- la définition de stratégies de gestion durable combinant niveaux individuel et collectif.

Le développement et la généralisation de ces travaux font l'objet du volet « Modélisation de pratiques de gestion collective » que je coordonne avec J.-M. Paillat au sein du projet SPA/DD. Notre approche consiste à :

1. modéliser les organisations collectives dans leurs dimensions structurelle (comme réseaux d'unités productives) et fonctionnelle (comme systèmes d'action) ;
2. définir des indicateurs pertinents d'évaluation de leur fonctionnement ;
3. élaborer, tester et caractériser par simulation des stratégies de gestion de ces systèmes de production en relation avec les acteurs concernés.

La représentation de la structure des organisations sera raisonnée comme un problème de conception de configuration : étant donné un ensemble d'unités productives, établir les sous-ensembles d'unités en relations mutuelles selon différentes contraintes (techniques,

---

<sup>6</sup>Une *supply chain* est souvent définie à l'ordre 2, comme l'ensemble constitué d'une unité de production avec ses fournisseurs, les fournisseurs de ses fournisseurs, ses clients et les clients de ses clients.

économiques, sociales, environnementales). Si la configuration *many-to-one*, imposée par l’approvisionnement d’une unité de consommation unique à partir de multiples élevages (cas des projets PVGI, Incivol ou LEPA de Saint-Joseph ; cf. tableau 5.1), rend cette configuration de réseau triviale, la multiplicité des configurations possibles et leur vraisemblable reconfiguration dynamique méritent réflexion dans les autres projets. On envisage, pour cela, de reprendre la méthode développée dans la thèse d’A. Hélias (2003), qui consiste à représenter les unités productives et les contraintes associées sous la forme d’automates temporisés et à générer les configurations possibles par *model-checking* (cf. AT&MC, §4.2). D’autres méthodes ont été également envisagées pour comparaison : problèmes de satisfaction de contraintes (avec R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier, unité BIA-Inra, Toulouse), modélisation de réseaux sociaux (avec F. Amblard, IRIT-Université des Sciences sociales, Toulouse I). La représentation fonctionnelle des configurations fera appel aux modèles développés pour la gestion des effluents d’élevage (MAGMA, APPROZUT, BIOMAS). Ces modèles seront utilisés, moyennant leur éventuelle adaptation, pour simuler la dynamique de ces réseaux de flux et évaluer différents scénarios de gestion actuels ou potentiels. Le choix de l’échelle de représentation sera raisonné en relation avec les objectifs d’évaluation (cf. §5.1.3).

L’évaluation environnementale des systèmes étudiés est envisagée, à la fois, par l’intégration dans les modèles de gestion de flux de sous-modèles simplifiés de quelques processus biophysiques clés (e.g., volatilisation ammoniacale) et par couplage des simulations avec une ACV, comme c’est le cas dans le postdoc de Santiago Lopez-Ridaaura<sup>7</sup> (Lopez-Ridaaura, van der Werf, Paillat et Bris, 2007). Des indicateurs économiques et sociaux devront également être définis. L’intérêt des pratiques collectives sera comparé, selon ces critères, avec les pratiques de gestion individuelles (avec P. Faverdin, UMR Production du Lait, Saint-Gilles ; R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier, unité BIA, Inra, Toulouse).

Ce travail me fournira une base concrète de réflexion sur l’action collective qui me permettra de développer mon cadre de représentation générique de l’action (cf. §5.2), notamment, pour simuler les modalités de coordination entre acteurs et leur influence sur le fonctionnement des organisations et des collectifs étudiés (cf. §5.2.3). Il a d’ores et déjà donné lieu au couplage des modèles MAGMA et APPROZUT pour simuler le fonctionnement de plans d’épandage collectifs d’effluents d’élevage envisagés dans le Sud-est de l’Ille-et-Vilaine (cf. tableau 5.1 et Lopez-Ridaaura, Guerrin, Paillat, van der Werf et Morvan, 2007).

---

<sup>7</sup>Postdoctorant à l’UMR SAS (Agrocampus-Inra, Rennes), co-encadré par H. van der Werf et J.-M. Paillat, auquel j’apporte mon appui pour la partie simulation (cf. §6.2).

TAB. 5.1 – Projets concernant la gestion collective d’effluents d’élevage.

<b>Projet</b>	<b>Lieu</b>	<b>Nombre d’exploitations</b>	<b>Partenaires</b>
PVGI (cf. §4.5.1) : Installation d’une unité collective de traitement de lisier de porcs	Grand Ilet, La Réunion	51 élevages de porcs	Mairie de Salazie, Daf, Chambre d’agriculture, groupeement d’éleveurs (Gégi), coopératives (FRCA, CPPR), Université de la Réunion (Iremia)
PT-GT (cf. §4.5.2) : Gestion territoriale d’effluents d’élevage	Petit Tampon, Grand Tampon, La Réunion	30 élevages (porcs, bovins, volailles) + env. 100 prêteurs de terre (dont 77 canne à sucre)	Coopératives (FRCA, UAFP, Sicalait) Université de la Réunion (Iremia)
Approvisionnement en paille de canne d’élevages bovin-lait	La Réunion (Plaines, Ouest et Sud)	150 élevages laitiers	Sicalait, Cirad UPR 18
Incivol 974 : Incinération des litières de volailles en centrales thermiques bagasse/charbon	Bois-Rouge, Le Gol, La Réunion	98 élevages de volailles	Pôle de compétitivité Qualitropic, coopérative Avipôle Réunion, Cie Thermique du Gol, Université de la Réunion
Gestion de l’unité de traitement de lisier du LEPA de St-Joseph	Saint-Joseph, La Réunion	5-6 élevages de porcs + 1 élevage laitier	LEPA de Saint-Joseph, CPPR
Conception de plans d’épandage collectifs	Sud-est d’Ile-et-Vilaine	50 élevages (porcs, bovins, volailles) + env. 100 prêteurs de terre	UMR SAS (postdoc S. Lopez-Ridaura) GIE Terre-Eau, Chambre d’agriculture

## 5.2 Modélisation de l'activité centrée sur l'action

### 5.2.1 L'enjeu de la modélisation de systèmes d'activités au niveau opérationnel

L'intérêt porté au management des systèmes de production comme objet d'étude scientifique est lié aux besoins des entreprises en conseils, outils et méthodes pour analyser et améliorer leurs pratiques face aux changements. Dans ce contexte, il a été montré que les politiques de management ou les outils proposés (systèmes d'information ou d'aide à la décision) sont sous-tendus par des théories de l'activité humaine, rarement explicitées, et des points de vue qui diffèrent largement entre concepteurs et opérationnels, dont l'opposition recoupe celle entre *poiesis* et *praxis* signalée §4.6.3. Ceci est vrai autant dans l'industrie (Johnston, 1998) qu'en agriculture (Cerf, 1996; Darré, 1999).

Dès les années 1950 et l'entrée de la recherche opérationnelle dans les entreprises, y compris les exploitations agricoles (McCown, 2002b), l'accent a surtout été mis sur la *décision* : toute action procède d'une prise de décision, vue comme la résolution d'un problème par un décideur unique et rationnel, même si la conception de la rationalité du décideur a évolué d'un comportement purement optimisateur à celui de la recherche d'une solution satisfaisante (cf. l'analyse de Pomerol, 2002)<sup>8</sup>. Appliquée au management opérationnel, cette conception postule la centralité d'un plan comme séquence d'actions permettant d'atteindre un but. Manager consiste à générer ce plan (= concevoir) et à en contrôler l'exécution (= agir) pour réduire l'écart entre résultats obtenus et attendus. Cette posture, largement dominante dans la culture occidentale et différents domaines de recherche (sciences cognitives, intelligence artificielle, robotique, sciences du management...), a inspiré la conception d'outils informatisés : aide à la gestion de production dans l'industrie (e.g., MRP II, CIM,... ; cf. Johnston, 1998), systèmes d'information (Johnston et al., 2005), simulation de systèmes de production agricoles (McCown, 2002b; Martin-Clouaire et Rellier, 2005).

Or, cette théorie de l'action a été critiquée par de nombreux auteurs (Suchman, 1987; Johnston et Brennan, 1996; Clancey, 2002). L'analyse de l'activité humaine au niveau opérationnel montre en effet que, si le plan est une représentation fréquemment utilisée pour parler de l'action (e.g., prescrire, analyser, justifier), l'action réelle repose essentiellement sur une grande variété de comportements caractéristiques intériorisés (ou *habitus*), générés quasi-spontanément en réponse aux situations concrètes dont participe l'acteur. Ces comportements ne nécessitent, donc, ni représentation, ni raisonnement, ni prise de décision (Cohendet et Diani, 2005). Manager ne consiste pas à exécuter un plan, mais à structurer l'environnement physique et organisationnel de l'action pour créer des « *affordances* » (Gibson, 1979; Reed, 1996), permettant d'incarner les routines dans le réel (cf. la notion d'*embodiment* analysée par Hirose, 2002) et, ainsi, d'induire un comportement adapté. Il s'agit de créer des opportunités de toutes natures, capables de transformer les activités de résolution de problèmes en routines et permettre, ainsi, d'alléger la charge cognitive des agents en évitant, autant que possible, les situations où ils doivent recourir à la prise de décisions<sup>9</sup> (Johnston et al., 2005). C'est le cas, par exemple, dans la conception d'unités de production flexible (*lean production*, juste-à-temps) où l'accent est mis sur l'organisation

---

<sup>8</sup>Encore que d'autres conceptions existent, déniaient toute influence de la rationalité des acteurs engagés dans un processus de décision collective et mettant en exergue, au contraire, la contingence du résultat obtenu (cf. le « modèle de la poubelle » de James March, critiqué par Urfalino, 2004).

<sup>9</sup>« Les routines encapsulent les solutions réussies à des problèmes résolus dans le passé. Elles sont préservées et exécutées à chaque fois que l'organisation fait face à un problème qui ressemble à celui qu'elle a déjà résolu. La mémoire de l'organisation est stockée dans les routines, de sorte que la firme est ainsi vue comme un répertoire de routines (...) » (Cohendet et Diani, 2005).

en équipes autonomes, l'aménagement du cadre de travail (e.g., disposition des machines), la décentralisation du contrôle à l'aide de marqueurs visuels (e.g., kanbans), l'adoption de nouvelles valeurs d'entreprise (autonomie, responsabilité, créativité, réactivité,...). A partir de nombreux cas d'étude pris dans l'industrie<sup>10</sup>, Johnston (1998) a conclu à la plus grande efficacité de ces méthodes, basées sur l'interaction décentralisée, pour résoudre les problèmes concrets (délais de livraison, ruptures de stocks, commandes non satisfaites, etc.), que les méthodes et outils classiques de management, basés sur la planification et la division poussée du travail. Bref, à la supériorité du « toyotisme », popularisé en Europe dans les années 1980, sur le taylorisme du début du XXème siècle. Ceci rejoint la position de Lorino (1989), selon laquelle l'objectif du management devrait être moins de mieux prévoir, que de mieux s'adapter à l'imprévisible (cf. également l'évolution des concepts de management en relation avec la conception de l'action dans la théorie des organisations décrite par cet auteur ; Lorino, 2005).

Le paradigme décisionnel des sciences du management ou de l'informatique (Recherche opérationnelle, Intelligence artificielle, Systèmes d'information) apparaît donc en décalage avec les pratiques, ce qui pourrait expliquer la réticence de nombreux utilisateurs, dans l'industrie (Johnston et al., 2005) comme en agriculture (cf. le '*problem of implementation*' mis en exergue par McCown, 2002b), à s'appropriier les outils qui en sont dérivés. Si la théorie de l'action planifiée a fait l'objet de nombreux travaux depuis les débuts de l'Intelligence artificielle dans les années 1960, la théorisation du concept d'action située (apparu à la fin des années 1980 ; cf. Suchman, 1987) n'en est encore qu'à ses prémises (Agré, 1995).

C'est l'ambition de ce projet de contribuer à cette théorie de l'action située en élaborant un formalisme simple, basé sur un nombre limité de concepts bien définis (i.e., une ontologie), permettant de représenter et d'analyser dynamiquement la structure de l'action, comprendre son fonctionnement en situations réelles, et concevoir des politiques de management appropriées. Une attention particulière sera plus particulièrement portée aux questions d'échelle de représentation de l'action, de coordination de l'action, de formalisation mathématique et d'implémentation de modèles de simulation de l'action. L'enjeu est de disposer d'un cadre de modélisation ayant de solides garanties de généricité, pour représenter l'action humaine et ses effets (vus comme interaction entre flux « agissables » et flux « biophysiques ») dans tout système de production agricole, et évaluer les pratiques agricoles du point de vue du développement durable (cf. §5.1 ci-dessus). Les liens établis avec R. Johnston (Université de Melbourne) fin 2005 (cf. §4.6.3) pourront être mis à profit pour développer un programme de recherches, plus large et à plus long terme, sur la modélisation des systèmes de production et l'aide au management opérationnel en agriculture et dans l'industrie.

### 5.2.2 Echelle de représentation de l'action

Toute activité réalisée par un agent singulier peut facilement se décomposer en sous-activités ayant des effets spécifiques au cours du temps (e.g., la consommation de ressources) et sujettes à des contraintes variées (e.g., disponibilité d'outils, ordonnancement séquentiel ou parallèle des opérations,...). A leur tour, ces activités peuvent être décomposées en activités encore plus élémentaires. On peut aller encore plus loin, en descendant au niveau des mouvements coordonnés de l'agent accomplissant l'activité, ce qui aurait encore d'autres implications en termes de contraintes et d'effets.

Quoique une représentation plus fine permette une meilleure précision (notamment pour

---

<sup>10</sup> Après 13 années passées comme consultant d'entreprises industrielles, suivies par plus de 10 ans de recherche sur la relation entre théories de l'action, pratiques et outils de management opérationnel.

déterminer les effets des actions, les temps auxquels ils se produisent, les interactions avec d'autres actions), cette décomposition soulève plusieurs problèmes (Javaux, 1996) : signification d'une action élémentaire par rapport à l'activité dans laquelle elle s'insère ; ambiguïté d'ordonnancement de sous-activités ; discontinuités (e.g., temps morts) ; coordination entre actions parallèles. Lorsqu'une certaine granularité de représentation semble découler naturellement de l'activité analysée, on peut se demander dans quelle mesure ce choix n'est pas directement induit, non seulement, par l'objectif poursuivi par l'analyse (e.g., évaluer la consommation de ressources) mais, aussi et surtout, par la connaissance que l'on a de l'activité en question (je décrirais plus précisément la préparation d'un petit déjeuner que la réalisation d'une appendicectomie par un chirurgien). De plus, la connaissance du déroulement d'une activité et de ses effets peut être très fine pour certaines composantes et beaucoup plus grossière pour d'autres. Quelles sont les conséquences de cette hétérogénéité de granularités coexistant dans un même modèle ? Comment mesurer cette hétérogénéité et en apprécier l'impact sur l'issue des simulations ? Comment la réduire ?

En se basant sur des cas réels, ces problèmes seront explorés à la lumière des théories des systèmes complexes hiérarchiques : composition/décomposition structurelle, dynamiques imbriquées, multiplicité d'échelles de temps et d'espace (O'Neill et al., 1986; Peterson et Parke, 1998). Le but est de trouver des critères permettant de guider le choix d'une bonne précision de description de l'activité et d'évaluer les conséquences du mélange de granularités lorsqu'on traite de systèmes d'activités grands et complexes, comme les systèmes de production agricoles. Cette réflexion renvoie, plus fondamentalement, à la question du choix d'échelle de représentation, qui avait été abordée dans la thèse de Laurent Ayrolles pour le domaine temporel (§3.3), et qui apparaît, également, pour le domaine spatial, dans la modélisation de systèmes de production et leur évaluation environnementale (cf. §5.1.3).

En relation avec ce problème d'échelle de représentation, une autre question se pose : dans quelle mesure l'individualisation explicite des agents est-elle nécessaire lorsque l'on est plus intéressé par ce qui est fait plutôt que par qui le fait ? Une telle orientation centrée sur l'action plutôt que sur l'agent a, en effet, été jugée nécessaire par Johnston et al. (2005) pour découvrir comment initier un changement de pratiques dans un environnement de travail. De même, dans les modèles MAGMA et APPROZUT que j'ai développés, les agents sont implicitement abstraits sous la forme de contraintes ou de ressources gouvernant l'action, sans considération explicite des individus agissant (bien qu'il soit possible d'indicer des ensembles d'activités par des agents individuels, cela n'a pas été jugé nécessaire dans le cadre d'application de ces modèles). Cette relativisation du concept d'agent devant celui d'action, ou d'effacement de la question « qui ? » devant la question « quoi ? », pour paradoxal qu'elle puisse paraître, est au coeur de nombreuses théories philosophiques de l'action (Ricoeur, 1990)<sup>11</sup>. Il peut cependant apparaître nécessaire de traiter de notions telles que celles d'état interne (notion jugée cruciale pour produire un comportement adaptatif par Beer, 1997), de croyance, de motivation, d'intention, de communication,... afin de mieux refléter les aspects psychologiques et sociaux du comportement humain (Clancey, 2002). Or, ceux-ci n'ont un sens qu'au niveau de l'individu. Comment mon approche centrée sur l'action peut s'articuler, de façon cohérente, avec ces notions et, plus généralement, avec le concept d'agent est une autre question à explorer.

---

<sup>11</sup>Cf., également, le commentaire de Livet (2005) sur la théorie de l'Agir de D. Davidson (1933) qui « semble donc admettre qu'il puisse y avoir des actions sans agents ».

### 5.2.3 Coordination de l'action

Le management s'intéresse principalement à la coordination de l'action qui est cruciale, au niveau individuel, parce qu'un même agent accomplit généralement plusieurs activités et, au niveau collectif, parce que des agents distincts peuvent avoir besoin de coopérer pour atteindre un but ou, plus simplement, de partager des ressources communes. Cette coordination de l'action peut être accomplie de multiples façons, dont certaines ont été représentées avec ACTSIM (cf. §4.4.3) : coordination explicite par l'intermédiaire de plans ; coordination implicite par des règles de priorité ou la médiation de processus externes. Cependant, d'autres moyens de coordination existent que je n'ai pas encore bien explorés : « marché » des économistes, conformation à des valeurs ou à des conventions, communication entre agents,... (Batifoulier, 2001). D'autres problèmes doivent également être précisés, par exemple, la coordination d'actions séquentielles ou parallèles, la coordination mono- ou multi-agents.

Un état de l'art sur la coordination de l'action sera réalisé et les moyens de coordination intéressant le management opérationnel de systèmes de production seront reliés aux concepts de l'ontologie projetée. Il apparaît que, de façon générale, la coordination est rendue possible par quelque chose de partagé entre les agents pour focaliser leur attention, inciter à leur conscience mutuelle et garantir la cohérence de leurs comportements (Whang, 1996; Schmidt et Simone, 1996; Rabardel, 2005) :

- des protocoles, explicites (e.g., règles, normes, contrats) ou implicites (e.g., conventions, *habitus*) ;
- des artefacts (e.g., médias d'information, objets, instruments), matérialisant les traits essentiels de ces protocoles et médiatisant, ainsi, la coordination (sur ce point voir Susi et Ziemke, 2001).

La détermination de ces protocoles et artefacts dans les système de production agricoles, notamment au sein des collectifs étudiés (cf. §5.1.4), et l'introduction de ces concepts dans nos modèles de simulation sont les questions à traiter. Le concept d'« *affordance* » (Gibson, 1979), visant à structurer l'environnement des agents pour orienter l'action, central dans le paradigme de l'action située (Johnston et al., 2005), fera l'objet d'une attention particulière.

### 5.2.4 Formalisation et simulation de l'action

Cette partie vise à revoir, adapter, et développer ACTSIM. Au-delà de la formalisation mathématique et de l'implémentation de nouveaux concepts (notamment, ceux concernant la dimension spatiale des systèmes d'activités, le cadre actuel ne traitant que de leur dimension temporelle), plusieurs aspects spécifiques seront examinés. Ceux-ci concernent : la réalisation d'inférences logiques ; le développement de capacités d'anticipation ; les phénomènes d'émergence, d'incertitude, et de chaos.

La formalisation binaire, tant des conditions de réalisation de l'action que de l'action elle-même, permet d'utiliser la logique propositionnelle ou la logique des prédicats pour simuler le raisonnement sur l'action dans un cadre dynamique, notamment, en utilisant la transitivité des relations d'Allen (1984). Dans quelle mesure la réalisation d'inférences logiques élaborées est nécessaire pour simuler l'action dans les systèmes de production, notamment si l'on adopte le point de vue de l'action située, fera l'objet d'un examen approfondi.

Les pensées et les croyances sur le futur peuvent aussi être considérées comme parties prenantes des situations d'action. En ce sens, les questions sont de savoir comment représenter ces croyances et comment les utiliser pour simuler un comportement anticipatif, c'est



à dire déclenchant des actions sur la base de prédictions. Techniquement, j'ai déjà effectué des essais en prenant en entrée de simulation des résultats de simulations préalables, vues comme la mémoire d'évolutions passées permettant de guider le comportement présent. Toutefois, cet artifice ne correspond pas à la notion de mémoire dynamique décrite par Clancey (1997) et laisse de côté le problème des règles de détermination des actions anticipées. De plus, il ne traite que l'aspect rétrospectif du problème et non son aspect prospectif, qui revient à répondre à la question : « Comment prédire l'avenir tout en simulant le présent ? ».

Expliquer l'émergence de comportements adaptés ou de structures dans l'action collectivement organisée, étudier l'introduction d'aléas dans l'évolution de certaines variables (notamment, les dates et durées), explorer l'occurrence possible de phénomènes chaotiques, rentre dans le cadre de l'étude des systèmes complexes que sont les systèmes d'activités. Bien qu'ayant effectué quelques essais dans ces domaines (Guerrin et Médoc, 2005), je crois intéressant d'aller plus loin dans l'exploration de ces questions.



## Chapitre 6

# Activités liées à la recherche

### 6.1 Encadrement

#### 6.1.1 Encadrement de doctorants

##### **1993-1995 : Laurent Ayrolles – Abstraction temporelle et interprétation quantitative/qualitative de processus à dynamiques multiples**

Thèse de l'Université Paul Sabatier (Toulouse), spécialité Automatique, préparée à l'Unité de Biométrie et d'Intelligence artificielle (Inra, Toulouse), co-encadrée avec R. Faivre (UBIA-Inra) et J. Aguilar-Martin (Laas-CNRS, directeur de thèse), et cofinancée par l'Inra et la société Framentec-Cognitech.

Soutenue le 22 janvier 1996 devant le jury composé de :

Président : André Titli, Professeur, Insa, Toulouse

Rapporteurs :

- Sylvianne Gentil, Professeur, Lag-Ensieg, Grenoble
- Peter Struss, Chargé d'enseignement et de recherches, Université Technique de Munich

Examineurs :

- José Aguilar-Martin, Directeur de recherches, Laas-CNRS, Toulouse (directeur de thèse)
- François Arlabosse, Directeur scientifique, Framentec-Cognitech, Paris
- Patrick Bourseau, Maître de conférences, LIMHP/CNRS-ENSCP, Paris
- Boutaïb Dahhou, Professeur, Université Paul Sabatier, Toulouse
- Robert Faivre, Chargé de recherches, UBIA-Inra, Toulouse
- François Guerrin, Ingénieur d'études, UBIA-Inra, Toulouse

Mention : très honorable avec les félicitations du jury

Référence bibliographique : (Ayrolles, 1996).

##### **2001-2003 : Arnaud Hélias – Agrégation/abstraction de modèles pour l'analyse et l'organisation de réseaux de flux**

Thèse de l'Agro-M (Montpellier), spécialité Génie des procédés, préparée dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion) et au laboratoire de Biotechnologie de l'environnement (Inra, Narbonne), co-encadrée avec J.-P. Steyer (LBE-Inra, directeur de thèse), et cofinancée par le Cirad et la Région Réunion.

Soutenue le 18 décembre 2003 devant le jury composé de :

Président : Jean-Marie Navarro, Professeur, Isim, Montpellier

Rapporteurs :

- Marie-Odile Cordier, Professeur, Irisa-Rennes I, Rennes
- Robert Valette, Directeur de recherches, Laas-CNRS, Toulouse

Examineurs :

- François Guerrin, Ingénieur de recherches, Inra-Cirad, La Réunion
- Philippe Leterme, Professeur, Agrocampus, Rennes
- Jean-Philippe Steyer, Directeur de recherches, LBE-Inra, Narbonne (directeur de thèse)

Mention : très honorable avec les félicitations du jury.

Référence bibliographique : (Hélias, 2003).

**2004-2007 (en cours) : Jean-Michel Médoc – Utilisation de modèles de simulation pour élaborer des stratégies de gestion individuelle et collective d’effluents d’élevage**

Thèse de doctorat d’Agrocampus (Rennes), école doctorale Vie-Agro-Santé, spécialité Sciences de l’environnement, préparée au Cirad dans l’unité de recherche « Risque environnemental lié au recyclage » (UPR 78, Saint-Denis, La Réunion), co-encadrée avec J.-M. Paillat (chercheur Cirad) et P. Leterme (Professeur Agrocampus, directeur de thèse), et financée par le Cirad.

**2005-2007 (en cours) : Jonathan Vayssières – Intégration des processus décisionnels d’éleveurs dans un modèle dynamique de flux d’azote en exploitations d’élevage bovin laitier à la Réunion**

Thèse de doctorat de l’Université Montpellier II, école doctorale Systèmes intégrés, agromie, environnement, préparée au Cirad dans l’unité de recherche « Systèmes d’élevage et produits animaux » (UPR 18, Saint-Pierre, La Réunion), co-encadrée avec P. Lecomte, J.-M. Paillat (chercheurs Cirad), F. Bocquier (Professeur Agro-M, directeur de thèse), et cofinancée par l’Ademe et le Cirad.

### **6.1.2 Encadrement de stagiaires (DEA, DESS, écoles d’ingénieurs)**

**1992(a)** — Stéphane Bonnaud – Création d’une maquette logicielle adaptée à la prédiction des résultats d’une fermentation. Ecole des Mines d’Alès (3ème année), 27 p. + 4 annexes. Stage effectué au laboratoire de Biotechnologie de l’environnement (Inra, Narbonne), en co-encadrement avec J.-P. Delgenès.

**1992(b)** — Cyril Granié – Conception d’une interface de programmation et utilisation du logiciel SIMAO. DESS Ingénierie et gestion des systèmes d’information, Université des Sciences sociales (Toulouse I), 101 p. Stage effectué au laboratoire d’Intelligence artificielle (Inra, Toulouse).

**1993** — Eric Mittelette – Conception et réalisation d’une interface graphique pour un logiciel de raisonnement qualitatif. DAA Agro-informatique, Ensa, Toulouse, 57 p. Stage effectué au laboratoire d’Intelligence artificielle (Inra, Toulouse).

- 1994** — Caroline Cantaloube – Participation à l'étude mathématique des propriétés de l'algèbre qualitative DUAL. Enfa Toulouse-Auzeville. Stage effectué à la Station de Biométrie et Intelligence artificielle (Inra, Toulouse).
- 1997** — Rachidi Bina – Conversion de modèles quantitatifs en modèles qualitatifs dans le formalisme QSIM. DESS Ingénierie mathématique et outils informatiques, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 52 p. + annexes 24 p. Stage effectué à la Station de Biométrie et Intelligence artificielle (Inra, Toulouse).
- 1998** — Jean-Dany Vally – Elaboration d'un modèle de représentation de connaissances pour les systèmes multi-agents. DEA Informatique, Université Montpellier II, 29 p. Stage effectué à l'Institut de recherches en mathématiques et informatique appliquées (Université de la Réunion) en co-encadrement avec R. Courdier.
- 1999(a)** — Fenintsoa Andriamasinoro – Gestion de la biomasse agricole par système multi-agents. DESS Réseaux-Multimédia-Internet, Iremia, Université de la Réunion, 47 p. Stage effectué à l'Institut de recherches en mathématiques et informatique appliquées (Université de la Réunion) en co-encadrement avec R. Courdier et J.-M. Paillat.
- 1999(b)** — Patrick-Willy Ranaivosolo – Modélisation de l'approvisionnement d'une unité de transformation de déchets d'élevage. DU Maîtrise de l'environnement physique et de l'énergie, Université de l'Océan Indien/Université de la Réunion, 31 p. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion).
- 1999(c)** — Laurence Tommasino – Choix et couplage de modèles du système sol-plante pour l'aide à la gestion des effluents d'élevage à la Réunion. DAA Génie de l'Environnement (Sol et aménagement), Ensa Rennes, 52 p. + annexes. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion).
- 2000(a)** — Arnaud Hélias – Modélisation et simulation de l'approvisionnement d'une structure collective de traitement d'effluent d'élevage; cas des effluents porcins de la localité de Grand-Ilet (La Réunion). DAA Agrotic, Agro-M, Montpellier, 69 p. Stage effectué au laboratoire de Biotechnologie de l'environnement (Inra, Narbonne) en co-encadrement avec J.-P. Steyer.
- 2000(b)** — Gabrielle Viard – Mise à l'épreuve d'un modèle d'aide à la gestion des effluents d'élevage; validation et potentialités d'aide à la décision en agriculture. DAA Sciences animales, Ina-PG, Paris, 68 p. + annexes. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion).
- 2004** — Sylvain Bouquet – Eléments pour l'élaboration de stratégies d'approvisionnement d'une unité collective de traitement du lisier. Le cas de Grand Ilet, Cirque de Salazie, île de la Réunion. DAA-Master Sciences et génie de l'environnement, Ensaia-INPL, Nancy, 30 p. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion) en co-encadrement avec J.-M. Médoc.
- 2007(a)** — Cerise Contou – Représentation conceptuelle du système d'élevage porcin à la Réunion en terme de *supply chain*. 2ème année Montpellier SupAgro, 30 p. Stage effectué à l'UR Risque Environnemental lié au Recyclage (Cirad, La Réunion).
- 2007(b)** — Séverine Durand – Analyse des pratiques de gestion collective au sein de la chaîne logistique dans laquelle s'insère la production porcine réunionnaise. Master 2 professionnel, Gestion sociale de l'environnement - Valorisation des ressources territoriales, CUFR J.-F. Champollion, Albi, 109 p. Stage effectué à l'UR Risque Environnemental lié au Recyclage (Cirad, La Réunion).

### 6.1.3 Encadrement d'ingénieurs ou de post-doctorants

- 1999-2001** — Eric Piquet (ingénieur agronome, Ensa Toulouse, VAT 14 mois) – Amélioration des performances de simulation du système multi-agents BIOMAS en collaboration avec R. Courdier et F. Andriamasinoro (Université de la Réunion); couplage des logiciels VISUALWORKS et VENSIM sous Windows en collaboration avec C. Le Page (Cirad, Montpellier); développement du site Web de l'ATP Cirad 99/60.
- 2001-2002** — Manuel Martin (ingénieur agronome Ensa Rennes, docteur en Ecologie, VAT 14 mois) – Gestion collective des effluents d'élevage; développement du simulateur MAGMAS par couplage des simulateurs MAGMA/VENSIM et CORMAS/VISUALWORKS en collaboration avec C. Le Page (Cirad, Montpellier).
- 2002** — Jean-Christophe Soulié (docteur en informatique, ATER à l'université de la Réunion, accueilli 6 mois) – Analyse et évaluation comparées du modèle MAGMA et de l'ontologie des systèmes de production agricoles (projet MAGMA/CD) en collaboration avec R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier (Inra, Toulouse); réalisation d'une version hypertexte du rapport « Fondements ontologiques des systèmes pilotés » (Martin-Clouaire et Rellier, 2001).
- 2002-2003** — Jonathan Vayssières (ingénieur agricole Isara, VCAT 12 mois) – Modélisation conceptuelle des flux d'azote en exploitation d'élevage bovin laitier à la Réunion (projet MAGMA-CD) en collaboration avec J.-M. Paillat (Cirad/Inra, Rennes), R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier (Inra, Toulouse).
- 2004-2005** — Tiana Ralambondrainy (ingénieur en informatique ESIA, CDD 13,5 mois) – Adaptation et validation du simulateur multi-agents BIOMAS pour l'aide à la gestion des effluents d'élevage à la Réunion (projet PVGI) en collaboration avec J.-M. Médoc (Cirad, La Réunion), R. Courdier, D. Payet et J.-G. Avelin (Université de la Réunion).

## 6.2 Appui à des travaux

Cette activité correspond à ma participation à des comités de thèse (formels ou informels) et des réunions de suivi et d'orientation de stages de maîtrise d'informatique.

### 6.2.1 Appui à des travaux de thèse ou postdoc

- 1989-1991** — Jean-Philippe Steyer – Sur une approche qualitative des systèmes physiques : aide en temps réel à la conduite de procédés fermentaires. Thèse d'Automatique<sup>1</sup>, Université P. Sabatier, Toulouse, 1991. Avec J.-B. Pourciel et L. Travé-Massuyès (Laas-CNRS, Toulouse).
- 1991-1993** — Kouamana Bousson – Raisonnement causal pour la supervision de processus basée sur des modèles. Thèse d'Automatique et Informatique industrielle, Insa, Toulouse, 1993. Avec L. Travé-Massuyès (Laas-CNRS, Toulouse).
- 1993-1995** — Karim Djerroud – Simulation causale événementielle : application à la Géoprospective. Thèse d'informatique, Université Paris-Sud Orsay, 1995. Avec M.-C. Rousset (LRI, Orsay).

---

<sup>1</sup>Cette thèse et les travaux directement dérivés réalisés à Elf-Sanofi, ont obtenu les distinctions suivantes : classement CNRS parmi les 10 meilleures thèses d'Automatique appliquée, oscar CNRS de la valorisation, prix de la meilleure réalisation d'intelligence artificielle pour une industrie de procédés (Société de chimie industrielle, Groupe français de génie des procédés).

- 1994-1996** — Paulo Salles – Qualitative models in Ecology and their use in learning environments. PhD thesis, The University of Edinburgh, 1997. Avec R. Muetzelfeldt (Institute of Ecology and Resource Management, The University of Edinburgh).
- 1998** — David Guyomard – Initiation à la simulation qualitative sur l'exemple d'un procédé de compostage. Formation en appui à une thèse d'halieutique (Ensa, Rennes) réalisée à l'Ifremer (La Réunion). Avec F. René (Ifremer, La Réunion).
- 2006** — Tiana Ralambondrainy – Développement d'outils de visualisation pour aider à l'interprétation de simulations multi-agents. Avec R. Courdier (Université de la Réunion) et J.-M. Médoc (Cirad, La Réunion).
- 2007** — Santiago Lopez-Ridaura – Evaluation environnementale et agronomique des transferts de matière organique animale au niveau d'un territoire. Séjour postdoctoral, UMR Sol Agronomie Spatialisation (Agrocampus/Inra, Rennes). Avec J.-M. Paillat et H. van der Werf (UMR SAS, Rennes).

### 6.2.2 Appui à des travaux d'études et de recherche (maîtrise)

- 1998(a)** — Thierry Bressure – Traceur de courbes en Java et développement du système BIOMAS. TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion, 63 p. Stage effectué à l'Institut de recherches en mathématiques et informatiques appliquées (Université de la Réunion) principalement encadré par R. Courdier.
- 1998b** — Sylvie Schneider – Couplage SIG/GEAMAS. TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion, 52 p. Stage effectué à l'Institut de recherches en mathématiques et informatiques appliquées (Université de la Réunion) principalement encadré par R. Courdier.
- 1999** — Mahmoud Gangat – Création d'un éditeur de simulation. TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion, 25 p. Stage effectué à l'Institut de recherches en mathématiques et informatiques appliquées (Université de la Réunion) principalement encadré par R. Courdier.
- 2002** — Teddy Chan-Chit-Sang, Ludovic Hoarau – Stabilisation de la plate-forme GEAMAS à travers l'application BIOMAS. TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion, 22 p. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion) principalement encadré par J.-M. Médoc et R. Courdier.
- 2003** — Guillaume Grondin, Laurent Herrmann – Expérimentations multi-agents avec le prototype BIOMAS : application à la gestion des lisiers porcins de Grand-Ilet (Salazie). TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion, 49 p. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion) principalement encadré par J.-M. Médoc et R. Courdier.
- 2004** — Jean-Laurent Hippolyte, Georges-Marie Rivière – Correction et amélioration de la plate-forme GEAMAS et du modèle BIOMAS. TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion. Stage effectué dans l'équipe Gestion des déchets organiques (Cirad, La Réunion) principalement encadré par J.-M. Médoc et R. Courdier.
- 2006** — Eric Turpin – Simulation de la gestion collective de la BIOMASSE agricole de la localité du Tampon au travers d'un système multi-agents. TER, maîtrise d'informatique, Université de la Réunion, 35 p. Stage effectué dans l'UPR 78 (Cirad, La Réunion) principalement encadré par J.-M. Médoc et R. Courdier.

## 6.3 Enseignement

J'ai débuté mon activité professionnelle par l'enseignement : d'abord comme vacataire à la CCI de Nîmes en 1977-1978, puis comme professeur de Lycée d'Enseignement Professionnel stagiaire en 1978-1979. Ayant eu l'opportunité, alors, de trouver un débouché professionnel en hydrobiologie et aquaculture, j'ai délaissé à cette époque l'enseignement au profit de la recherche qui correspondait mieux à ma formation et à mes souhaits. Depuis que je suis engagé dans la recherche en modélisation et informatique appliquée, j'ai toujours répondu avec plaisir aux sollicitations d'enseigner un aspect ou un autre de mes activités.

### 6.3.1 Enseignement dans un cadre universitaire

- 1993** — Raisonnement qualitatif, cours (4h) donné au DEA « Neurosciences et sciences du comportement », Université P. Sabatier, Toulouse, février 1993, responsable : Pr. R. Campan.
- 1994a** — Prolog, cours (2h) donné en année de spécialisation « Informatique », Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse, responsable : C. Monteil.
- 1994b** — Raisonnement qualitatif, cours (10 h) donnés en tant que professeur invité à l'Université Fédérale du Rio Grande do Sul, Institut de Mathématiques, Groupe « Programmation algébrique et algorithmes », Porto Alegre, Brésil, octobre-novembre 1994, responsable : Pr. W. Roque.
- 1996** — Raisonnement qualitatif, cours (4 h) donné au DESS « Informatique appliquée à l'agronomie, aux sciences de la vie et de la terre », Université P. Sabatier, Toulouse, février 1996, responsable : Pr. J. Lauga.
- 1997** — Le Raisonnement qualitatif, cours et TD (8 h) donnés au DESS « Informatique appliquée à l'agronomie, aux sciences de la vie et de la terre », Université P. Sabatier, Toulouse, février 1997, responsable : Pr. J. Lauga.

### 6.3.2 Enseignement à des écoles chercheurs

- 1990-1991** — Prolog et l'Intelligence artificielle, cours et TD (15h) donnés à CNRS Formation, Paris, responsable : P.-Y. Raccach.
- 1993a** — Présentation du logiciel SIMAO, cours (1h) donné à l'Ecole de printemps « Raisonnement qualitatif et logique floue », Laas-CNRS, Toulouse, avril 1993, responsables : L. Travé-Massuyès (Laas) et L. Foulloy (Lami/Cesalp, Université de Savoie).
- 1993b** — Présentation du logiciel SIMAO, cours et TD (8 h) donnés à la Summer School « Intelligent systems for control », Laas-CNRS, Toulouse, juillet 1993, responsable : J. Aguilar-Martin.
- 1995** — Raisonnement qualitatif et intérêt potentiel en Ecologie, cours (1h) donné à l'Ecole jeunes chercheurs sur le thème « Modélisation », Avignon, mars 1995, responsable : D. Wallach (Inra).
- 1996a** — Qualitative reasoning and applications, cours (1 h30) donné à l'Advanced Summer Institute, « Life-cycle approaches to production systems : management, control, supervision », Laas-CNRS, Toulouse, responsables : P. Groumpos (Automation & Robotics Lab., Patras, Grèce) et J. Bernussou (Laas).
- 1996b** — Modélisation qualitative, cours (1h) donné aux Journées de l'école chercheur « Gestion de l'eau », Inra, secteur Sesames, Toulouse, novembre 1996.



**2004** — Formation de 5 chercheurs à l'utilisation du modèle MAGMA, TP-TD (24h), février 2004, responsable : P. Faverdin, UMR Agrocampus/Inra Production du lait, Saint-Gilles.

## 6.4 Animation scientifique

### 6.4.1 Animation d'équipes de recherche

**1997** — Dans l'équipe « Modélisation des grands systèmes biologiques » de l'unité de Biométrie et Intelligence artificielle de l'Inra (Toulouse), j'ai conçu avec mes collègues J. Badia et R. Faivre une thématique de recherche sur le couplage entre approches de modélisation quantitative et qualitative (cf. §3.5) validée par le conseil scientifique du département de Biométrie et IA de l'Inra (Badia et al., 1997). Un poste de chargé de recherche sur ce profil a été mis au concours en 1997 (non pourvu). A travers cette démarche, s'est manifestée une participation importante de ma part à l'animation et au positionnement scientifique d'une équipe bi-disciplinaire (Statistique et Intelligence artificielle).

**1997-(en cours)** — Depuis février 1997, j'anime avec R. Courdier (université de la Réunion) le groupe constitué à mon initiative autour du projet de système multi-agents BIOMAS, dans le cadre d'une collaboration entre le Cirad et l'Institut de recherche en mathématiques et informatique appliquées (Iremia) de l'Université de la Réunion.

**1999-2002** — Conjointement avec J.-M. Paillat, j'ai initié et animé de 1999 à 2002 l'action thématique programmée du Cirad : « Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Gestion des effluents d'élevage à la Réunion ». Cette ATP 99/60 (cf. §4.1), a fait collaborer 5 équipes appartenant à trois départements de l'Inra (« Biométrie et Intelligence artificielle », « Systèmes agraires et développement », « Environnement et agronomie ») et à deux départements du Cirad (« Territoire, environnement et acteurs » et « Cultures annuelles ») plus une équipe de l'université de la Réunion (« Institut de recherches en mathématiques et informatique appliquées »). Au total cette ATP a impliqué la coordination des travaux d'environ 12 chercheurs, 3 Vats, et une vingtaine de stagiaires bac + 5. L'animation de ce collectif s'est appuyée sur l'organisation de séminaires, des comptes-rendus trimestriels d'activités, des missions et un site Internet.

**2000-2004** — A compter du 1<sup>er</sup> mai 2000, la direction du département Tera du Cirad m'a confié la responsabilité de l'équipe Gdor en remplacement de J.-M. Paillat mis à disposition de l'Inra à Rennes (UMR Sol-Agronomie-Spatialisation)<sup>2</sup>. En 2001-2002, j'ai coordonné l'élaboration d'un programme de recherche sur la viabilité des anthroposystèmes à la Réunion basé sur la modélisation d'interactions entre systèmes écologiques, techniques et sociaux (projet « Maeva »). La consultation d'environ 25 partenaires scientifiques et institutionnels sur la base d'un document que j'avais rédigé (Guerrin et al., 2002), a permis d'en vérifier la pertinence, aux plans scientifique et de la demande sociale. Ce travail a abouti au recrutement par le Cirad de deux chercheurs en 2002 et 2003.

---

<sup>2</sup>Cette mise à disposition était motivée, au départ, par l'animation d'un projet entrant dans le fond commun de rapprochement Inra-Cirad entre l'équipe Gdor et l'équipe Field de cette UMR.

#### 6.4.2 Contrats de recherche obtenus

**1999-2002** — *ATP 99/60 – Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité*

- *Gestion des effluents d'élevage à la Réunion*
- Financement : Cirad, Direction scientifique
- Partenaires : UMR SAS, Ensar-Inra, Rennes ; UMR Sadapt, Ina-PG-Inra, Paris ; unité BIA, Inra, Toulouse ; LBE, Inra, Narbonne ; UMR EGC, Ina-PG-Inra, Grignon ; Green, Cirad-Tera, Montpellier ; Gec, Cirad-CA, Montpellier ; Iremia, Université de la Réunion, Saint-Denis
- Budget : 1,2 MF

**2001-2002** — *ARC – Approches écologiques en agriculture*

- Financement : Cirad, Direction scientifique
- Partenaires : LBE, Inra, Narbonne ; Laas, CNRS, Toulouse ; Lag, Université J. Fourier, Grenoble
- Budget : 50 kF

**2001-2003** — *Bourse de formation doctorale – Thèse d'Arnaud Hélias*

- Financement : Région Réunion
- Partenaires : LBE, Inra, Narbonne ; Laas, CNRS, Toulouse ; Lag, Université J. Fourier, Grenoble ; LGI, Université de la Réunion, Saint-Denis
- Budget : 216 kF

**2002-2003** — *MAGMA/CD – Etude de la gestion individuelle des effluents d'élevage à partir d'un cadre général de modélisation et de simulation de systèmes de production agricoles*

- Financement : Fond commun de rapprochement Inra-Cirad
- Partenaire : Unité BIA, Inra, Toulouse
- Budget : 15,2 kEuros

**2003-2005** — *Maeva – Etude de faisabilité*

- Financement : ACI Ecologie quantitative
- Partenaires : Padef, Cirad, La Réunion ; Green, Cirad-Tera, Montpellier
- Budget : 12 kEuros

**2004-2005** — *PVGI – Utilisation de modèles de simulation pour élaborer une stratégie de gestion collective des lisiers de porcs à Grand-Ilet – Salazie, La Réunion*

- Financement : Ademe, Gis « Porcherie verte »
- Partenaires : UMR SAS, Agrocampus-Inra, Rennes ; Iremia, Université de la Réunion, Saint-Denis
- Budget : 68,8 kEuros

**2004-2005** — *Adaptation et validation de modèles informatiques pour l'aide à la gestion des effluents d'élevages à la Réunion. Demande de financement pour un ingénieur d'étude en informatique*

- Financement : Ministère de la recherche (contrat de plan Etat-Région, Docup A9, 04)
- Partenaires : Université de la Réunion, Iremia, Saint-Denis
- Budget : 71,8 kEuros

**2007-2009** — *SPA/DD – Systèmes de production animale et développement durable*

- Financement : Programme « Agriculture et développement durable », ANR-Cemagref-Cirad-Inra

- Partenaires : UMR SAS, Agrocampus-Inra, Rennes ; UMR PL, Agrocampus-Inra, Saint-Gilles ; unité BIA, Inra, Toulouse ; UPR 18, Cirad, Saint-Pierre, La Réunion
- Budget : 50,2 kEuros

### 6.4.3 Organisation de séminaires

- 1999** — Séminaire de lancement de l’ATP 99/60 tenu du 7 au 13 avril 1999 au Cirad Réunion (MRST, Saint-Denis). Ce séminaire a rassemblé 24 participants représentant chaque équipe du projet ; l’objectif était de parfaire la connaissance mutuelle des équipes et d’élaborer le programme de travail.
- 2000** — Deuxième séminaire de l’ATP 99/60 tenu du 25 au 31 octobre 2000 au Cirad Réunion (MRST, Saint-Denis). Ce séminaire a rassemblé 37 participants, dont 16 de métropole (Inra : 8, Cirad : 7, CNRS : 1), 1 de Madagascar (Inra), et 20 de la Réunion (Cirad : 16 dont 10 Gdor, Université : 2, Profession : 2) ; l’objectif était de faire le bilan du travail réalisé en 1999 et 2000 et d’élaborer le programme de l’année 2001.
- 2002a** — Atelier de réflexion collective sur le programme « Maeva » tenu du 18 au 22 mars 2002 au Cirad Réunion (MRST, Saint-Denis). Cet atelier a rassemblé 12 participants, dont le directeur du département Tera et différents chercheurs et partenaires locaux ; l’objectif était de valider les choix proposés et d’engager le recrutement de deux chercheurs modélisateurs.
- 2002b** — Séminaire de restitution de l’ATP 99/60 tenu les 19-20 juin 2002, au Cirad à Montpellier. Ce séminaire a rassemblé 25 participants ; l’objectif était de présenter l’ensemble des travaux réalisés au cours de l’ATP (1999-2001) en présence de différents invités, notamment J.-M. Attonaty et F. Papy de l’Inra, J.-P. Pichot du Cirad, la direction du département « Territoire, environnement et acteurs » du Cirad (R. Guis, P. Caron), la direction scientifique du Cirad (J. Meunier) et la direction du département de Biométrie et Intelligence artificielle de l’Inra (E. de Turckheim). Les actes de ce séminaire ont été édités sous la forme d’un cédérom (Guerrin et Paillat, 2003).

### 6.4.4 Séminaires et conférences invités

- 1991** — Interpretation of measurements and observations in partially-known processes. Séminaire donné à l’Artificial Intelligence Branch, Nasa Ames Research Center (CA, USA), juillet 1991.
- 1995a** — Algèbre dualiste. Séminaire donné au laboratoire Cesbio, Cnes-CNRS, Toulouse, avril 1995.
- 1995b** — State-of-the-art on biological and ecological applications of qualitative reasoning. Conférence donnée au Qualitative Reasoning Forum, Université Polytechnique de Catalogne, Département de Mathématiques appliquées II, décembre 1995.
- 1997a** — Modélisation et simulation qualitative de systèmes dynamiques complexes. Conférence donnée aux Journées « Modélisation » organisées par le département de Zoologie Inra et le Gramm Mathématiques appliquées, Université Bordeaux I, mai 1997.
- 1997b** — Raisonnement qualitatif. Séminaire donné à l’Institut de recherche en mathématiques et informatique appliquées (Iremia), Université de la Réunion, décembre 1997.

- 1999** — Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité à l'échelle d'un territoire. Présentation au Conseil Régional de la Réunion, Commission « Aménagement, environnement, déplacements », novembre 1999.
- 2000** — Modélisation et simulation qualitatives de systèmes dynamiques. Séminaire Motive PEVS-CNRS, Cired, Nogent, juin 2000.
- 2003a** — Gestion de la biomasse agricole par système multi-agents. Séminaire « Territoire, développement territorial et production porcine » du Gis Porcherie Verte, La Pommeraye, septembre 2003.
- 2003b** — MAGMA : modèle d'aide à la gestion des matières organiques au niveau de l'exploitation agricole. Atelier Modélisation Environnement (AME), IRD et NSS Dialogues, Montpellier, septembre 2003.
- 2005a** — Simulation of action. Séminaire donné au Information Systems Department, The University of Melbourne (Australie), décembre 2005.
- 2005b** — Simulation of action. One-day Symposium "Autonomous Agency and the Evolution of Diversity", CSIRO-CSS, Melbourne (Australie), décembre 2005.
- 2006a** — Gestion des effluents d'élevage à la Réunion. Rencontre organisée par le B2C3I avec le Conseil économique et social et le Conseil pour la culture, l'éducation et l'environnement de la Réunion, Saint-Pierre, avril 2006.
- 2006b** — Simulation of action in production systems. Training Workshop "Modelling environmental risk in the context of environmental, social and economic sustainability with reference to the dairy sector in La Réunion", Marie Curie Project, Pôle Elevage, Cirad, Saint-Pierre, juin 2006.
- 2006c** — Modélisation intégrée des pratiques et des flux — Gestion des effluents d'élevage à la Réunion. Rencontre UMR Sol-Agronomie-Spatialisation et UPR Risque Environnemental lié au Recyclage, Rennes, juin 2006.
- 2007** — Modélisation intégrée des pratiques et des flux dans les systèmes agriculture-élevage. Journées Record, Modélisation des systèmes de culture, Inra, Toulouse, janvier 2007.
- 2007** — Mafate : Modélisation et analyse de flux de matières à l'échelle de territoires. Journée Persyst, Cirad, Montpellier, août 2007.

#### **6.4.5 Membre de conseil scientifique**

Membre élu du conseil scientifique du centre de recherches Inra de Toulouse (jusqu'en 1994).

#### **6.4.6 Participation à des groupes de recherche transversaux**

- 1988-1997** — Groupe de recherches MQ&D (Modélisation Qualitative et Décision) affilié au G.R. Automatique du CNRS, au PRC-IA, et à l'Affia. Responsables : L. Travé-Massuyès (Laas-CNRS, Toulouse) et P. Dague (Professeur au LIPN, Université Paris-Nord).
- 1995-1997** — Pôle de recherches Graes (Gestion des ressources aquatiques en environnement sensible) Inra, Ifremer, Cemagref, Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- 1995-1998** — Réseau d'excellence européen Monet (Model-based and qualitative reasoning systems), Responsable : Pr. Mark Lee, University of Wales, Aberystwyth (<http://monet.aber.ac.uk/>).

## 6.5 Evaluation de travaux

### 6.5.1 Révision d'articles soumis à des revues internationales

Depuis février 1991, je suis membre du comité éditorial de la revue *Ecological Modelling*. J'ai également été sollicité, occasionnellement, pour la révision d'articles soumis aux revues suivantes :

**2002** — *Artificial Intelligence Magazine, Environmental Modelling & Software*

**2005, 2007** — *Journal of Artificial Societies and Social Simulation (JASSS)*

### 6.5.2 Révision d'articles soumis à des conférences internationales

#### Membre de comités de programme

**DSS&QR 91** — 2nd IMACS International Workshop on Decision Support Systems and Qualitative Reasoning, Toulouse, France, 13-15 March 1991. Chairman of session "Real-world applications".

**QUARDET'93** — 3rd IMACS International Workshop on Qualitative Reasoning & Decision Technologies, Barcelona, Spain, 16-18 June 1993. Chairman of parallel session "Qualitative control".

**CARI 2002** — 6ème Colloque Africain pour la Recherche en Informatique, Yaoundé, Cameroun, 14-17 octobre 2002.

**QR'03** — 18th International Workshop on Qualitative Reasoning, Brasilia, Brazil, 20-22 August 2003.

**QR'04** — 19th International Workshop on Qualitative Reasoning, Northwestern University, Evanston, USA, 2-4 August 2004.

**ECEM-04–EAML-04** — 4th European Conference on Ecological Modelling–4th International Workshop on Environmental Applications of Machine Learning, Bled, Slovenia, 27 September -1 October 2004.

**CARI 2004** — 7ème Colloque Africain pour la Recherche en Informatique, Hammamet, Tunisie, 22-25 novembre 2004.

**OICMS 2005** — 1st Open International Conference on Modeling & Simulation, Clermont-Ferrand, France, 12-15 June 2005.

**ECEM05** — 5th European Conference on Ecological Modelling, Pushchino, Russia, 19-23 September 2005.

**CARI 2006** — 8ème Colloque Africain pour la Recherche en Informatique, Cotonou, Bénin, 3-6 novembre 2006.

**SE 2006** — 4ème Colloque STIC et Environnement, Narbonne, France, 5-7 avril 2006.

**SE 2007** — 5ème Colloque STIC et Environnement, Lyon, France, 13-15 novembre 2007.

#### Révision d'articles pour d'autres conférences internationales

**Avignon 91** — 11ème Journées internationales « Les systèmes experts et leurs applications », Avignon, France, 27-31 Mai 1991.

**HMI-AI-AS'93** — 4th International Conference on Human-Machine Interaction and Artificial Intelligence in Aerospace, Toulouse, 28-30 septembre 1993.

**IPMU'94** — 5th International Conference. on Information Processing and Management of Uncertainty in Knowledge-based Systems, Paris, France, 4-8 Juillet 1994.

**ECAI'94** — 11th European Conference on Artificial Intelligence, Amsterdam, The Netherlands, 8-12 August 1994.

**IJCAI'95** — 14th International Joint Conference on Artificial Intelligence, Montréal, Québec, 19 August 1995.

**QR'95** — 9th International Workshop on Qualitative Reasoning, Amsterdam, The Netherlands, 16-19 May 1995.

**ICTAI'96** — 8th IEEE International Conference on Tools with Artificial Intelligence, Toulouse, France, 16-19 novembre 1996.

### **6.5.3 Participation à des jurys de thèse**

**1993** — Kouamana Bousson – Raisonnement causal pour la supervision de processus basée sur des modèles, thèse d'Automatique et Informatique industrielle, Insa, Toulouse.

**1995** — Jean-Philippe Robles – Supervision et analyse des systèmes dynamiques, thèse d'Informatique, Université de Savoie, Le Bourget-du-Lac.

**1996** — Laurent Ayrolles – Abstraction temporelle et interprétation quantitative/qualitative de processus à dynamiques multiples, thèse d'Automatique, Université P. Sabatier, Toulouse.

**1997** — Mahmoud Boudis – Simulation et systèmes à base de connaissances (combinaison d'information numérique et qualitative), thèse d'Informatique, Université P. Mendès-France, Grenoble.

**2003** — Arnaud Hélias – Agrégation/abstraction de modèles pour l'analyse et l'organisation de réseaux de flux – Application à la gestion des effluents d'élevage à la Réunion, thèse de Génie des procédés, Agro-M, Montpellier.

### **6.5.4 Participation à des jurys de recrutement**

**1991** — Recrutement d'un chef de travaux en sciences physique ; Ecole nationale de formation agronomique (Enfa) de Toulouse-Auzeville.

**1995** — Recrutement d'un ingénieur d'études au laboratoire de Bioclimatologie de l'Inra à Avignon ; profil : modélisation et aide à la décision appliquées au contrôle de serres.

**2001** — Recrutement d'un chercheur au Cirad-Tera avec affectation à la Réunion ; profil : Agronome – Gestion territoriale des effluents.

**2002** — Recrutement d'un chercheur au Cirad-Tera avec affectation à la Réunion ; profil : Modélisateur des systèmes écologiques spatialisés.

### **6.5.5 Expertise de projets de recherche**

**1990** — Evaluation du projet Orstom (CRODT) : « Interaction entre analyse de données, intelligence artificielle et modélisation mathématique pour la simulation de la pêche artisanale au Sénégal », Appel d'offres Ministère de la Recherche et de la Technologie, Août 1990.

**1992** — Evaluation du projet de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier : « Application de la visionique et de l'intelligence artificielle à l'ampélographie », Appel d'offres Ministère de l'Agriculture (DGER), Mai 1992.

**2002** — Evaluation du projet de thèse présenté conjointement par le laboratoire de Biotechnologie de l'environnement (Inra, Narbonne) et le laboratoire d'Analyse des

systemes et de Biométrie (Inra, Montpellier) « Modélisation et gestion optimale des boues dans les procédés biologiques séquentiels discontinus », à la demande du chef de département de Biométrie et Intelligence artificielle de l'Inra.





# Bibliographie

- Agre, P., 1995. Computational research on interaction and agency, *Artificial Intelligence*, **72** :1–52.
- Allen, J., 1984. Towards a general theory of action and time, *Artificial Intelligence*, **23** :123–154.
- Alur, R., Dill, D., 1994. The theory of timed automata, *Theoretical Computer Science*, **126** :183–235.
- Amblard, F., Rouchier, J., Bommel, P., 2006. Evaluation et validation de modèles multi-agents, in F. Amblard, D. Phan (eds), *Modélisation et simulation multi-agents — Applications pour les Sciences de l’Homme et de la Société*, Collection science informatique et SHS, Hermès, Paris, France, Chap. 4, pp. 103–140.
- Antsaklis, P., Koutsoukos, X., Zaytoon, J., 1998. On hybrid control of complex systems : a survey, *APII-JESA*, **32**(9-10) :1023–1045.
- Attonaty, J.-M., Chatelin, M., Garcia, F., 1999. Interactive simulation modelling in farm decision-making, *Computers and Electronics in Agriculture*, **22**(2-3) :157–170.
- Aubin, J., Cardaliaguet, P., Doyen, L., Gabay, D., Saint-Pierre, P., 1998. Viability analysis of dynamical systems, *Rapport*, Centre de recherche Viabilité-Contrôle, Université Paris-Dauphine, Paris, France.
- Aubry, C., Paillat, J.-M., Guerrin, F., 2006. A conceptual model of animal wastes management at the farm scale. The case of the Reunion Island, *Agricultural Systems*, **88** :294–315.
- Aubry, C., Papy, F., Capillon, A., 1998. Modelling decision-making processes for annual crop management, *Agricultural Systems*, **56**(1) :45–65.
- Ayrolles, L., 1996. *Abstraction temporelle et interprétation quantitative/qualitative de processus à dynamiques multiples*, Thèse de doctorat (Automatique), Université Paul Sabatier, Toulouse, France. Rapport LAAS n° 96034.
- Ayrolles, L., Faivre, R., Guerrin, F., 1996. A temporal multi-resolution analysis for a quantitative/qualitative interpretation of complex dynamic processes, *IEE Proc. on Control Theory and Applications*, **143**(2) :191–199.
- Badia, J., Faivre, R., Guerrin, F., 1996. Modélisation de grands systèmes biologiques, *Rapport Unité BIA 1996/1*, Inra, Département de Biométrie et d’Intelligence artificielle, Toulouse, France.
- Basset-Mens, C., van der Werf, H., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems : the case of pig production in France, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **105** :127–144.
- Batifoulier, P. (ed.), 2001. *Théorie des conventions*, Ed. Economica, Paris, France.

- Batifoulier, P., Thévenon, O., 2001. Interprétation et fondement conventionnel des règles, in P. Batifoulier (ed.), *Théorie des conventions*, Ed. Economica, Paris, France, Chap. 7.
- Baumont, R., Champciaux, P., Agabriel, J., Andrieu, J., Aufrère, J., Michalet-Doreau, B., Demarquilly, C., 1999. Une démarche intégrée pour prévoir la valeur des aliments pour les ruminants : PrévAlim pour INRAtion, *Inra Productions Animales*, **12**(3) :183–194.
- Beer, R. D., 1997. The dynamics of adaptive behavior : A research program, *Robotics and Autonomous Systems*, **20** :257–289.
- Berleant, D., Kuipers, B., 1990. Qualitative-quantitative simulation with Q3, *Working papers of the 4th Int. Workshop on Qualitative Physics (QPW'90)*, Lugano, Switzerland, pp. 140–152.
- Berleant, D., Kuipers, B., 1992. Combined qualitative and numerical simulation with Q3, in B. Faltings, P. Struss (eds), *Recent advances in qualitative physics*, MIT Press, Cambridge, MA, USA.
- Berntsen, J., Petersen, B., Jacobsen, B., Olesen, J., Hutchings, N., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET, *Agricultural Systems*, **76** :817–839.
- Berthoz, A., 2003. *La décision*, Odile Jacob, Paris, France.
- Boiffin, J., Hubert, B., Durand, N., 2004. Agriculture et développement durable — Enjeux et questions de recherche, *Synthèse des travaux du groupe de réflexion ADD*, Inra, Paris, France.
- Bouleau, N., 2002. La modélisation et les sciences de l'ingénieur, in P. Nouvel (ed.), *Enquête sur le concept de modèle*, Science, histoire et société, Presses Universitaires de France, Paris, France, Partie 2, pp. 102–119.
- Bourseau, P., Dague, P., Guerrin, F., 1997. Modèles statiques, in L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (eds), *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*, Diagnostic et maintenance, Hermès, Paris, France, chap. 6, pp. 117–143.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H., 1998. Cormas : Common-pool resources and multi-agent systems, *IEA-AIE-98 Conf., session AI modelling and simulation of ecological/environmental systems*, Castellon, Spain, pp. 826–837.
- Bousson, K., 1993. *Raisonnement causal pour la supervision de processus basée sur des modèles*, Thèse de doctorat (Automatique et Informatique industrielle), Insa, Toulouse, France.
- Bousson, K., Steyer, J.-P., Travé-Massuyès, L., Dahhou, B., 1998. From a rule-based to a predictive qualitative model-based approach using automated model generation — Application to the monitoring and diagnosis of biological processes, *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, **11** :477–493.
- Bousson, K., Travé-Massuyès, L., 1992. Formalizing expertise qualitative operators, *ECAI-92, 10th European Conference on Artificial Intelligence*, Vienna, Austria, pp. 694–698.
- Bérard, B., Bidoit, M., Finkel, A., Laroussinie, F., Petit, A., Petrucci, L., Schnoebelen, P., 2001. *Systems and software verification — Model-checking techniques and tools*, Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.-H., Ruget, F., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Nicoullaud, B., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.-M., Delécolle, R.,

1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance—I. Theory and parameterisation applied to wheat and corn, *Agronomie*, **18** :311–346.
- Brooks, R. A., 1991. Intelligence without representation, *Artificial Intelligence*, **47** :139–159.
- Buerton, C., Turner, C. (eds), 2003. *Manure management—Treatment strategies for sustainable agriculture*, Silsoe Research Institute, Bedford, UK.
- Cañas, A., Hill, G., Lott, J., 2003. Support for constructing knowledge models in Cmap-Tools, *Technical Report 93-02*, Institute for Human and Machine Cognition, Pensacola, FL, USA.
- Carberry, P., Hochman, Z., McCown, R., Dalglish, N., Foale, M., Poulton, P., Hargreaves, J., Hargreaves, D., Cawthray, S., Hillcoat, N., Robertson, M., 2002. The FARMSCAPE approach to decision support : farmers', advisers', researchers', monitoring, simulation, communication and performance evaluation, *Agricultural Systems*, **74**(1) :141–177.
- Cellier, J.-M., de Keyser, V., Valot, C. (eds), 1996. *La gestion du temps dans les environnements dynamiques*, Le Travail Humain, Presses universitaires de France, Paris, France.
- Cerf, M., 1996. Approche cognitive de pratiques agricoles : intérêts et limites pour les agronomes, *Natures, Sciences, Sociétés*, **4**(4) :327–339.
- Chapman, D., 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids, *Transactions of the American Fisheries Society*, **117**(1) :1–21.
- Checkland, P., 1993. *Systems Thinking, Systems Practice*, Wiley, Chichester, UK.
- Checkland, P., 1999. *Soft Systems Methodology : A 30-year Retrospective*, Wiley, Chichester, UK.
- Cheung, J.-Y., Stephanopoulos, G., 1990a. Representation of process trends—Part I. A formal representation framework, *Computers and Chemical Engineering*, **14**(4-5) :495–510.
- Cheung, J.-Y., Stephanopoulos, G., 1990b. Representation of process trends—Part II. The problem of scale and qualitative scaling, *Computers and Chemical Engineering*, **14**(4-5) :511–539.
- Chittaro, L., Montanari, A., 2000. Temporal representation and reasoning in Artificial Intelligence : Issues and approaches, *Annals of Mathematics and Artificial Intelligence*, **28** :47–106.
- Clancey, W., 1997. *Situated cognition : on human knowledge and computer representation*, Cambridge University Press, Cambridge, MA, USA.
- Clancey, W., 2002. Simulating activities : relating motives, deliberation, and attentive coordination, *Journal of Cognitive Systems Research*, **3** :471–499.
- Clancy, D., Brajnik, G., Kay, H., 1997. Model revision : techniques and tools for analyzing simulation results and revising qualitative models, *QR'97, 11th Int. Workshop on Qualitative Reasoning*, Cortona, Italy, pp. 53–65.
- Cohendet, P., Diani, M., 2005. La notion d'activité face au paradigme économique de l'organisation : une perspective d'interprétation en termes de communautés, in R. Teulier, P. Lorino (eds), *Entre connaissance et organisation : l'activité collective — L'entreprise face au défi de la connaissance*, Collection Recherches, La Découverte, Paris, France, Chap. 7, pp. 161–186.

- Collectif ComMod, 2005. La modélisation comme outil d'accompagnement, *Natures Sciences Sociétés*, **13**(2) :165–168.
- Coléno, F.-C., Duru, M., 2005. L'apport de la gestion de production aux sciences agronomiques. Le cas des ressources fourragères, *Natures, Sciences, Sociétés*, **13** :247–257.
- Coquil, X., 2004. *Modélisation dynamique de la démographie d'un troupeau bovin laitier*, Mémoire de DAA Sciences et techniques animales, Ensa Rennes, UMR Production du Lait, Saint-Gilles, France.
- Costanza, R., Low, B., Ostrom, E., Wilson, J., 2001. *Institutions, ecosystems and sustainability*, Ecological Economics Series, Lewis Publ., Boca Raton, FL, USA.
- Costanza, R., Wainger, L., Folke, C., Maler, K., 1993. Modeling complex ecological economic systems : toward an evolutionary dynamic understanding of humans and nature, *Bioscience*, **43**(8) :545–555.
- Courdier, R., Guerrin, F., Andriamasinoro, F.-H., Paillat, J.-M., 2002. Agent-based simulation of complex systems : Application to collective management of animal wastes, *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, **5**(3). [//jasss.soc.surrey.ac.uk/5/3/4.html](http://jasss.soc.surrey.ac.uk/5/3/4.html).
- Cromsigt, J., Hearne, J., Heitkönig, I., Prins, H., 2002. Using models in the management of Black rhino populations, *Ecological Modelling*, **149** :203–211.
- Cros, M.-J., Duru, M., Garcia, F., Martin-Clouaire, R., 2004. Simulating management strategies : the rotational grazing example, *Agricultural Systems*, **80** :23–42.
- Crozier, M., Friedberg, E., 1977. *L'acteur et le Système*, Editions du Seuil, Paris, France.
- Dague, P., Bourseau, P., Bousson, K., Dormoy, J.-L., Evrard, J.-M., Guerrin, F., Leyval, L., Lhomme, O., Lucas, B., Missier, A., Montmain, J., Piera, N., Rakoto-Ravalontsalama, N., Steyer, J.-P., Tomasena, M., Travé-Massuyès, L., Vescovi, M., Xanthakis, S., Yannou, B., 1995. Qualitative reasoning : a survey of techniques and applications, *AI Communications*, **8**(3-4) :119–192.
- Danès, P., 1995. *Interfaçage symbolique-numérique dans la simulation qualitative des systèmes dynamiques*, Thèse de doctorat (Automatique), Université Paul Sabatier, Toulouse, France. Rapport LAAS n° 95232.
- Darré, J.-P., 1999. *La production de connaissance pour l'action — Arguments contre le racisme de l'intelligence*, Editions de la Maison des sciences de l'homme et Inra, Paris, France.
- Davey, B., Priestley, H., 1990. *Introduction to lattices and order*, Cambridge University Press, Cambridge, MA, USA.
- Davis, R., Shrobe, H., Szolovits, P., 1993. What is a knowledge representation?, *AI Magazine*, **14**(1) :17–33.
- de Kleer, J., Brown, J., 1984. A qualitative physics based on confluences, *Artificial Intelligence*, **24** :7–83.
- DeCoste, D., 1991. Dynamic across-time measurement interpretation, *Artificial Intelligence*, **51**(1-3) :273–341.
- Delaby, L., Peyraud, J.-L., Faverdin, P., 2004. Pâtur'IN : le pâturage des vaches laitières assisté par ordinateur, *Fourrages*, **167** :385–398.
- Diday, E., 1993. An introduction to symbolic data analysis, *Rapport de recherche, équipe Clorec RR-1936*, Inria, Rocquencourt, France.

- Donnelly, J., Moore, A., Freer, M., 1997. GRAZPLAN : Decision support systems for Australian grazing enterprises—I. Overview of the GRAZPLAN project and a description of the METACCESS and LAMBALIVE DSS, *Agricultural Systems*, **54**(1) :57–76.
- Dumas, J., Faivre, R., Charron, M.-H., Badia, J., Davaine, P., Prouzet, P., 1996. Modélisation stochastique du cycle biologique du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) : bases biologiques, implémentation informatique et interprétation, in J. Ferraris, D. Pelletier, M. Rochet (eds), *Méthodes d'étude des systèmes halieutiques et aquacoles*, Vol. 2 of *Colloques et séminaires*, Orstom éditions, Bondy, France, pp. 211–218.
- Dupuy, J.-P., 1999. *Aux origines des sciences cognitives*, La Découverte, Paris, France.
- Duru, M., Papy, F., Soler, L.-G., 1988. Le concept de modèle général et l'analyse du fonctionnement de l'exploitation agricole, *C.R. Acad. Agric. Fr.*, **74**(4) :81–93.
- Falkenhainer, B., Forbus, K., 1991. Compositional modeling : finding the right model for the job, *Artificial Intelligence*, **51** :95–143.
- Farinet, J.-L., Hurvois, Y., Paillat, J.-M., 2003. Macsizut : un modèle d'aide au choix de techniques de traitement des lisiers de porc, in F. Guerrin, J.-M. Paillat (eds), *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l'ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France.
- Farolfi, S., Page, C. L., Tidball, M., Bommel, P., 2002. Management of livestock effluents in Réunion : use of a multi-agent system to analyse the economic behaviour of players, *International Conference Agent-Based Simulation III*, Passau, Germany.
- Fauroux, E., 2000. La forêt dans les systèmes de production ouest-malgaches, in Y. Gillon, C. Chaboud, J. Boutrais, C. Mullon (eds), *Du bon usage des ressources renouvelables*, Coll. Latitudes 23, Editions de l'IRD, Paris, France, pp. 153–168.
- Forbus, K., 1984. Qualitative process theory, *Artificial Intelligence*, **24** :85–168.
- Forbus, K., Falkenhainer, B., 1992. Self-explanatory simulations : scaling up to large models, *AAAI-92, 10th Nat. Conf. on Artificial Intelligence*, San Jose, CA, USA, pp. 685–690.
- Fouché, P., 1992. *Towards a unified framework for qualitative simulation*, Thèse de doctorat (Contrôle des systèmes), Université de Technologie de Compiègne, Compiègne, France.
- Fox, D., Tedeschi, L., Tylutki, T., Russel, J., Amburgh, M. V., Chase, L., Pell, A., Overton, T., 2004. The Cornell net carbohydrate and protein system model for evaluating herd nutrition and nutrient excretion, *Animal Feed Science and Technology*, **112** :29–78.
- Garcia, F., 2004. *Autour de l'action planifiée en environnement incertain*, Mémoire d'HDR, Université P. Sabatier-Toulouse III, Toulouse, France.
- Garcia, F., Guerrin, F., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., 2005. The human side of agricultural production management—The missing focus in simulation approaches, *Modsim 2005, International Congress on Modelling and Simulation, Advances and application for management and decision-making*, Melbourne, Australia, pp. 203–209.
- Gibson, J., 1979. *The Ecological Approach to Visual Perception*, Houghton Mifflin, Boston, MA, USA.
- Générumont, S., Morvan, T., Paillat, J.-M., Flura, D., Macary, H. S., 2003. Volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier en conditions tropicales. Cas des prairies d'altitude et de la canne à sucre à l'île de la Réunion, in F. Guerrin, J.-M. Paillat (eds), *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l'ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France.

- Graves, S., Rinnooy-Kan, A., Zipkin, P. (eds), 1993. *Logistics of production and inventory*, Vol. 4 of *Handbooks in operations research and management science*, North-Holland, Amsterdam, The Netherlands.
- Grüninger, M., Pinto, J., 1995. A theory of complex actions for enterprise modelling, *Working Notes AAAI Spring Symposium 1995, Extending Theories of Action : Formal Theory and Practical Applications*, Stanford, CA.
- Guerrin, F., 1990. *Valorisation aquacole d'eaux usées traitées par lagunage naturel — Evaluation biotechnique et modélisation des connaissances*, Thèse de doctorat (Hydrobiologie), Université Paul Sabatier, Toulouse, France.
- Guerrin, F., 1991. Qualitative reasoning about an ecological process : interpretation in Hydroecology, *Ecological Modelling*, **59**(3-4) :165–201.
- Guerrin, F., 1995. Dualistic algebra for qualitative analysis, *QR'95, 9th International Workshop on Qualitative Reasoning*, Amsterdam, The Netherlands, pp. 64–73.
- Guerrin, F., 1997. Gestion agricole des effluents d'élevage : modélisation et simulation des flux de matières organiques, *Opération nouvelle de recherche 94210*, Cirad, Pôle Agriculture durable et environnement, La Réunion.
- Guerrin, F., 2001. Magma : A model to help manage animal wastes at the farm level, *Computers and Electronics in Agriculture*, **33**(1) :35–54.
- Guerrin, F., 2004. Simulation of stock control policies in a two-stage production system—Application to pig slurry management involving multiple farms, *Computers and Electronics in Agriculture*, **45**(1-3) :27–50.
- Guerrin, F., 2005. Simulation of action in production systems, *Modsim 2005, International Congress on Modelling and Simulation, Advances and application for management and decision-making*, Melbourne, Australia, pp. 210–216.
- Guerrin, F., Delgenès, J.-P., Moletta, R., 1994. Modeling the alcoholic fermentation of xylose by *Pichia stipitis* using a qualitative reasoning approach, *Bioprocess Engineering*, **10**(3) :115–122.
- Guerrin, F., Dumas, J., 2001a. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part I : Qualitative modeling and simulation, *Biosystems*, **59**(2) :75–84.
- Guerrin, F., Dumas, J., 2001b. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part II : Qualitative model of redds, *Biosystems*, **59**(2) :85–108.
- Guerrin, F., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., 2004. Etude de la gestion individuelle des effluents d'élevage à partir d'un cadre général de modélisation et de simulation de systèmes de production agricoles, *Rapport final du projet 3*, Fonds commun de rapprochement Inra/Cirad 2001.
- Guerrin, F., Médoc, J.-M., 2005. A simulation approach to evaluate supply policies of a pig slurry treatment plant by multiple farms, *Efita-WCCA Joint 5th Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and Environment and 3rd World Congress on Computers in Agriculture and Natural Resources*, Vila Real, Portugal. Paper B03.3/PA305.
- Guerrin, F., Paillat, J.-M., 2003a. Modelling biomass fluxes and fertility transfers : animal wastes management in the Reunion Island, *Modsim 2003, International Congress on Modelling and Simulation, Integrative Modelling of Biophysical, Social and Economic*

- Systems for Resource Management Solutions*, Vol. 3, Townsville, Australia, pp. 1591–1596.
- Guerrin, F., Paillat, J.-M. (eds), 2003b. *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l'ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France.
- Hayes, P., 1985. The second naive physics manifesto, in J. Hobbs, R. Moore (eds), *Formal theories of the commonsense world*, Ablex, Norwood, USA.
- Henzinger, T., Nicollin, X., Sifakis, J., Yovine, S., 1994. Symbolic model checking for real-time systems, *Information and Computation*, **111** :193–244.
- Hirose, N., 2002. An ecological approach to embodiment and cognition, *Cognitive Systems Research*, **3** :289–299.
- Hélias, A., 2003. *Agrégation/abstraction de modèles pour l'analyse et l'organisation de réseaux de flux : application à la gestion des effluents d'élevage à la Réunion*, Thèse de doctorat (Génie des procédés), Ensam, Montpellier, France.
- Hélias, A., Guerrin, F., Lopez, P., Steyer, J.-P., 2001. Simulating management policies on stock supplied by multiple production units : application to a pig slurry treatment plant, *Efita 2001, 3rd Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and Environment, Symposium Sequential Decision under Uncertainty in Agriculture, Food Industry and Environment*, Montpellier, France.
- Hélias, A., Guerrin, F., Steyer, J.-P., 2003. Représentation par automates temporisés de contraintes temporelles — Cas de la fertilisation organique des cultures de l'île de la Réunion, *Mosim'03, 4ème Conférence Francophone de Modélisation et Simulation, Organisation et conduite d'activités dans l'industrie et les services*, Toulouse, France. article C72 ; [//www.laas.fr/mosim03/](http://www.laas.fr/mosim03/).
- Hélias, A., Guerrin, F., Steyer, J.-P., 2004a. Abstracting continuous system behaviours into timed automata : Application to diagnosis of an anaerobic digestion process, *DX-2004, 15th International Workshop on Principles of Diagnosis*, Carcassonne, France.
- Hélias, A., Guerrin, F., Steyer, J.-P., 2004b. Abstraction des trajectoires d'un système continu en automates temporisés, *Revue e-STA, Sciences et Technologies de l'Automatique, numéro spécial sur les systèmes à événements discrets*, **1**(3). [//www.e-sta.see.asso.fr](http://www.e-sta.see.asso.fr).
- Hélias, A., Guerrin, F., Steyer, J.-P., 2004c. Using real-time model-checking tools in agricultural planning : Application to livestock waste management, *MCPL 2004, 3rd IFAC Conf. on Management and Control of Production and Logistics*, Santiago, Chile.
- Hoffmann, I., Gerling, D., Kyiogwom, U., Bielfeldt, A., 2001. Farmers' management strategies to maintain soil fertility in a remote area in northwest Nigeria, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **86** :263–275.
- Hubert, B., 2004. *Pour une écologie de l'action — Savoir agir, apprendre, connaître*, Editions Arguments, Paris, France.
- Hunt, J., Cooke, D., 1994. Qualitatively modeling photosynthesis, *Applied Artificial Intelligence*, **8**(3) :307–332.
- Iwasaki, Y., 1990. Reasoning with multiple abstraction models, in T. Ellman, R. Keller, J. Mostow (eds), *AAAI Workshop on Automatic Generation of Approximations and Abstractions*, pp. 122–134.
- Iwasaki, Y., Simon, H., 1990. Causality and model abstraction, *Artificial Intelligence*, **67** :143–194.

- Javaux, D., 1996. La formalisation des tâches temporelles, *in* J.-M. Cellier, V. de Keyser, C. Valot (eds), *La gestion du temps dans les environnements dynamiques*, Le Travail Humain, Presses universitaires de France, Paris, France, Chap. 6, pp. 122–158.
- Jennings, N., Sycara, K., Wooldridge, M., 1998. A roadmap of agent research and development, *Autonomous Agents and Multi-Agent Systems*, **1** :7–38.
- Johnston, R., 1998. *The problem with planning : the significance of theories of activity for operations management*, PhD thesis, School of Business Systems, Monash University, Australia.
- Johnston, R., Brennan, M., 1996. Planning or organizing : the implications of theories of activity for management of operations, *Omega, International Journal of Management Science*, **24**(4) :367–384.
- Johnston, R., Waller, V., Milton, S., 2005. Situated information systems : supporting routine activity in organisations, *International Journal of Business Information Systems*, **1**(1-2) :53–82.
- Juristo, N., Moreno, A., 2000. Introductory paper : Reflections on conceptual modelling, *Data and Knowledge Engineering*, **33** :103–117.
- Kast, R., 1993. *La théorie de la décision*, La Découverte, Paris, France.
- Kay, H., 1996. *Refining imprecise models and their behaviors*, PhD thesis, The University of Texas at Austin, USA.
- Kirikova, M., 2000. Explanatory capability of enterprise models, *Data and Knowledge Engineering*, **33** :119–136.
- Kowalski, R., Sergot, M., 1986. A logic-based calculus of events, *New Generation Computing*, **4** :67–95.
- Kuipers, B., 1986. Qualitative simulation, *Artificial Intelligence*, **29** :289–338.
- Kuipers, B., 1987. Abstraction by time-scale in qualitative simulation, *AAAI-87, 5th National Conference on Artificial Intelligence*, Seattle, WA, USA, pp. 621–625.
- Kuipers, B., 1994. *Qualitative reasoning. Modeling and simulation with incomplete knowledge*, The MIT Press, Cambridge, MA, USA.
- Landais, E., 1998. Agriculture durable : les fondements d’un nouveau contrat social, *Courrier de l’Environnement, Inra*, **33** :5–22.
- Lauwers, L., Huylenbroeck, G. V., Martens, L., 1998. A systems approach to analyse the effects of flemish manure policy on structural changes and cost abatement in pig farming, *Agricultural systems*, **56**(2) :167–183.
- Legay, J.-M., 1997. *L’expérience et le modèle — Un discours sur la méthode*, Sciences en question, Inra éditions, Paris, France.
- Lekasi, J., Tanner, J., Kimani, S., Harris, P., 2003. Cattle manure quality in Maragua District, central Kenya : effects of management practices and development of simple methods of assessment, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **94** :289–298.
- Leteinturier, B., Oger, R., Buffet, D., 2004. Rapport technique sur le nouveau module de croissance prairiale (MCP), *Rapport*, Centre de recherches agronomiques, Gembloux, Belgique.
- Leterme, P., Paillat, J.-M., 2004. Systèmes de culture et effluents d’élevage — Étude des dynamiques de l’azote en situations pédoclimatiques et culturales contrastées ; recherche de voies d’optimisation, *Rapport final du projet 11*, Fonds commun de rapprochement Inra/Cirad 2000.



- Lewis, K., Newbold, M., Tzilivakis, J., 1999. Developing an emissions inventory from farm data, *Journal of Environmental Management*, **55** :183–197.
- Lisle, T., Lewis, J., 1992. Effects of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream : a simulation approach, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49** :2337–2344.
- Livet, P., 2005. *Qu'est-ce qu'une action ?*, Librairie philosophique J. Vrin, Paris, France.
- Lopez-Ridaura, S., Guerrin, F., Paillat, J.-M., van der Werf, H., Morvan, T., 2007. Agromonic and environmental evaluation of collective manure management for a group of farms, *Farming Systems Design 2007, International Symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems*, Catania, Sicily, Italy.
- Lopez-Ridaura, S., van der Werf, H., Paillat, J.-M., Bris, B. L., 2007. Transférer ou traiter ? Evaluation environnementale de deux modes de gestion du lisier excédentaire par analyse de cycle de vie, *39ème Journées de la Recherche Porcine*, Paris, France, pp. 7–12.
- Lorino, P., 2005. Théories des organisations, sens et action : le cheminement historique, du rationalisme à la genèse instrumentale des organisations, in R. Teulier, P. Lorino (eds), *Entre connaissance et organisation : l'activité collective — L'entreprise face au défi de la connaissance*, Collection Recherches, La Découverte, Paris, France, Chap. 2, pp. 54–71.
- Lorino, P. (ed.), 1989. *L'économiste et le manager*, La Découverte, Paris, France.
- Lunze, J., 1999. A timed discrete-event abstraction of continuous-variable systems, *International Journal of Control*, **72**(13) :1147–1164.
- Lunze, J., Nixdorf, B., Schroder, J., 1999. Deterministic discrete-event representations of linear continuous-variable systems, *Automatica*, **35**(3) :395–406.
- Mackenzie, A., Pidd, M., Rooksby, J., Sommerville, I., Warren, I., Westcombe, M., 2006. Wisdom, decision support and paradigms of decision making, *European Journal of Operational Research*, **170** :156–171.
- Madelrieux, S., Dedieu, B., Dobremez, L., 2006. ATELAGE : un modèle pour qualifier l'organisation du travail dans les exploitations d'élevage, *Inra Productions Animales*, **19**(1) :47–58.
- Marcenac, P., Courdier, R., Calderoni, S., Soulié, J.-C., 1998. Towards an emergence machine for complex systems simulations, in A.-P. Del-Pobil, J. Mira, M. Ali (eds), *Tasks and Methods in Applied Artificial Intelligence*, Vol. 1416 of *Lecture Notes in Artificial Intelligence*, Springer-Verlag, pp. 785–794.
- Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., 2003. Fondements ontologiques des systèmes pilotés, *Rapport interne*, Inra, Unité de Biométrie et d'Intelligence artificielle, Toulouse, France.
- Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., 2005. Representing and interpreting flexible production management plans, *CMS'05, International Conference on Conceptual Modeling and Simulation*, Marseille, France.
- Martiné, J.-F., 1996. MOSICAS — Modèle de fonctionnement et d'élaboration du rendement canne, *Rapport*, Cirad, La Réunion.
- Martin, M., Piquet, E., LePage, C., Guerrin, F., 2001. MagmaS : a multi-agents system based on dynamical models coupling ; application to animal wastes management, in N. Giambiasi, C. Frydman (eds), *ESS'01, 13th European Simulation Symposium, Simulation in Industry, Multi-agent based Modeling and Simulation Workshop*, Marseille, France, pp. 881–884.

- Mavrovouniotis, M., Stephanopoulos, G., 1988. Formal order-of-magnitude reasoning in process engineering, *Computers and Chemical Engineering*, **12**(9-10) :867–880.
- McCown, R., 2002a. Changing systems for supporting farmers' decisions : problems, paradigms and prospects, *Agricultural Systems*, **74**(1) :179–220.
- McCown, R., 2002b. Locating agricultural decision support systems in the troubled past and socio-technical complexity of 'models for management', *Agricultural Systems*, **74**(1) :11–25.
- McCown, R., Hammer, G., Hargreaves, J., Holzworth, D., Freebairn, D., 1996. APSIM : A novel software system for model development, model testing and simulation in agricultural systems research, *Agricultural Systems*, **50** :255–271.
- Médoc, J.-M., Guerrin, F., 2006. Utilisation de modèles de simulation pour élaborer une stratégie de gestion collective des lisiers de porcs à Grand Ilet, Salazie, La Réunion, *Rapport final AC54d, Gis Porcherie verte/Ademe*, Cirad, La Réunion.
- Médoc, J.-M., Guerrin, F., Courdier, R., Paillat, J.-M., 2004. A multi-modelling approach to help agricultural stakeholders design animal wastes management strategies in the Reunion Island, in C. Pahl, S. Schmidt, T. Jakeman (eds), *iEMSs 2004, International Congress Complexity and Integrated Resources Management, International Environmental Modelling and Software Society*, Osnabrück, Germany.
- Médoc, J.-M., Raimbault, T., Ayache, B., 2006. Assessment of the balance between livestock effluent production and nutrient demand by crops in a small agricultural area of the Reunion Island, in S. Petersen (ed.), *12th Ramiran International Conference, Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective*, Vol. II of *DIAS Report*, Aarhus, Denmark, pp. 65–67.
- Meyer, D. M., Garnett, I., Guthrie, J., 1997. A survey of dairy manure management practices in California, *Journal of Dairy Sciences*, **80** :1841–1845.
- Müller, J.-P., Ratzé, C., Gillet, F., Stoffel, K., 2005. Modeling and simulating hierarchies using an agent-based approach, *Modsim 2005, International Congress on Modelling and Simulation*, Melbourne, Australia, pp. 1631–1638.
- Moison, J.-C. (ed.), 1997. *Du mode d'existence des outils de gestion — Introduction générale*, Seli Arslan, Paris, France.
- Morvan, T., 1999. *Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier*, Thèse de doctorat, Université Paris VI, Paris, France.
- Morvan, T., Chabalier, P.-F., Macary, H. S., Paillat, J.-M., 2003. Biotransformations résultant de l'apport de produits organiques sur des sols de la Réunion, in F. Guerrin, J.-M. Paillat (eds), *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l'ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France.
- Motavalli, P., Singh, R., Anders, M., 1997. Perception and management of farmyard manure in the semi-arid tropics of India, *Agricultural Systems*, **46** :189–204.
- Ndiaye, A., 2005. QualiGrain : a decision support system for management and control of quality of malting barley after harvest, in F. Fleurat-Lessard, A. Ndiaye, J. Knight (eds), *Stored malting barley : management of quality using an expert system*, Les Colloques, Inra Editions, Paris, France, pp. 221–257.
- Nouvel, P., 2002. *Enquête sur le concept de modèle*, Science, histoire et société, Presses Universitaires de France, Paris, France.

- O'Neill, R., Angelis, D. D., Waide, J., Allen, T., 1986. *A hierarchical concept of ecosystems*, Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Pahl-Wostl, C., 1993. Food webs and ecological networks accross temporal and spatial scales, *Oikos*, **66** :415–432.
- Pahl-Wostl, C., Hare, M., 2004. Processes of social learning in integrated resources management, *Journal of Community and Applied Social Psychology*, **14** :193–206.
- Paillat, J.-M., 1998. Gestion des effluents d'élevage à la Réunion : transformer la nuisance en fertilité, *Rapport final, Programme de recherche Cordet 94-DA-51 20/98*, Cirad Tera/Ere, La Réunion.
- Paillat, J.-M., Aubry, C., Médoc, J.-M., 2003. Une typologie des systèmes de gestion des effluents d'élevage dans les exploitations de l'île de la Réunion, in F. Guerrin, J.-M. Paillat (eds), *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l'ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France.
- Paillat, J.-M., Guerrin, F., Médoc, J.-M., Aubry, C., 2003. Simulation de stratégies de gestion de matières organiques avec le modèle Magma — Application au cas d'une exploitation type, in F. Guerrin, J.-M. Paillat (eds), *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l'ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France, p. 37.
- Papy, F., 1999. Agriculture et organisation du territoire par les exploitations agricoles : enjeux, concepts, questions de recherche, *C.R. Acad. Agric. Fr.*, **85**(7) :233–244.
- Papy, F., 2001. Interdépendance des systèmes de culture dans l'exploitation, in E. Malézieux, G. Trébuil, M. Jaeger (eds), *Modélisation des agroécosystèmes et aide à la décision*, Cirad et Inra, Montpellier, Paris, France, pp. 51–74.
- Papy, F., Attonaty, J.-M., Laporte, C., Soler, L.-G., 1988. Work organization simulation as a basis for farm management advice, *Agricultural Systems*, **27** :295–314.
- Pavé, A., 2005. La modélisation et la simulation des objets et processus complexes — Questions scientifiques, méthodologiques et éthiques, *Natures Sciences Sociétés*, **13**(1) :169–171.
- Payet, D., Médoc, J.-M., Ralambondrainy, T., Guerrin, F., Courdier, R., 2005. Outils d'observation et d'analyse de simulations multi-agents : l'expérience de la plate-forme Geamas/Biomass, *CABM-HEMA-SMAGET 2005, Joint Conference on Multi-Agent Modelling for Environmental Management*, Bourg-Saint-Maurice – Les Arcs, France.
- Payraudeau, S., van der Werf, H., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level : a comparison and analysis of 12 indicator-based methods, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **93**(1) :131–145.
- Payraudeau, S., van der Werf, H., 2005. Environmental impact assessment for a farming region : a review of methods, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **107**(1) :1–19.
- Peterson, D., Parke, V., 1998. *Ecological scale ; Theory and applications*, Complexity in ecological systems, Columbia University Press.
- Pomerol, J.-C., 2002. L'apport de Herbert Simon dans le management et la décision, in J. Pitrat (ed.), *Représentations, découverte et rationalité — Hommage à Herbert Simon*, Vol. 16(1-2) of *Revue d'intelligence artificielle*, Hermès Science, pp. 221–249.

- Price, C., Travé-Massuyès, L., Milne, R., Ironi, L., Forbus, K., Bredeweg, B., Lee, M., Struss, P., Snooke, N., Lucas, P., Cavazza, M., Coghill, G., 2006. Qualitative futures, *The Knowledge Engineering Review*, **21**(4) :317–334.
- Prouzet, P., Badia, J., Faivre, R., 1996. Action des facteurs naturels et anthropiques sur la dynamique d’une ressource migratrice amphihaline : le saumon atlantique (*Salmo salar* L.), *Actes des journées du programme Environnement, vie et sociétés — Tendances nouvelles en modélisation pour l’environnement*, CNRS, Paris, France, pp. 149–159. poster 1-2.
- Puccia, C., Levins, R., 1985. *Qualitative modeling of complex systems — An introduction to loop analysis and time averaging*, Harvard University Press, Cambridge, MA, USA.
- Rabardel, P., 2005. Instrument, activité et développement du pouvoir d’agir, in R. Teulier, P. Lorino (eds), *Entre connaissance et organisation : l’activité collective — L’entreprise face au défi de la connaissance*, Collection Recherches, La Découverte, Paris, France, Chap. 13, pp. 251–265.
- Raiman, O., 1991. Order of magnitude reasoning, *Artificial Intelligence*, **24** :11–38.
- Ralambondrainy, T., Médoc, J.-M., Courdier, R., Guerrin, F., 2007. Tools to visualise the structure of multi-agent conversations at a macro level, *Modsim 2007, International Congress on Modelling and Simulation, Land, Water and Environmental Management : Integrated Systems for Sustainability*, Christchurch, New Zealand.
- Reed, E., 1996. *Encountering The World : Toward An Ecological Psychology*, Oxford University Press, New York, USA.
- Renault, D., Paillat, J.-M., 1999. Analyse de la production et de l’utilisation des effluents porcins à Grand-Ilet, localité de l’île de la Réunion(cirque de Salazie), *Rapport 16/99*, Cirad Tera/Ere, La Réunion.
- Rickel, J., Porter, B., 1992. Automated modeling for answering prediction questions : exploiting interaction paths, *QR’92, 6th Int. Workshop on Qualitative Reasoning*, Edinburgh, Scotland, pp. 82–95.
- Ricoeur, P., 1990. Une sémantique de l’action sans agent, *Soi-même comme un autre*, Editions du seuil, Paris, France, Chap. Troisième étude, pp. 73–107.
- Ruiz, L., 2003. Valorisation agronomique des effluents et évaluation du risque environnemental. Propositions pour l’utilisation du modèle STICS, in F. Guerrin, J.-M. Paillat (eds), *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d’élevage à l’île de la Réunion*, Actes du séminaire de restitution de l’ATP 99/60 (cédérom), Cirad, Montpellier, France.
- Rykiel, E., 1989. Artificial intelligence and expert systems in ecology and natural resource management, *Ecological Modelling*, **46** :3–8.
- Rykiel, E., 1996. Testing ecological model : the meaning of validation, *Ecological Modelling*, **90** :229–244.
- Salles, P., 1997. *Qualitative models in Ecology and their use in learning environments*, PhD thesis, The University of Edinburgh, Scotland.
- Salles, P., Muetzelfeldt, R., Pain, H., 1996. Qualitative models in Ecology and their use in intelligent tutoring systems, *QR’96, 10th International Workshop on Qualitative Reasoning*, Stanford, Sierra Camp, CA, USA, pp. 216–224.
- Salles, P., Pain, H., Muetzelfeldt, R., 1996. Qualitative ecological models for tutoring systems : a comparative study, *EURAIED’96, European Workshop on Artificial Intelligence and Education*, Lisbon, Portugal.

- Schmidt, K., Simone, C., 1996. Coordination mechanisms : Towards a conceptual foundation of CSCW systems design, *Computer Supported Cooperative Work : The Journal of Collaborative Computing*, **5** :155–200.
- Schmidt-Lainé, C., Pavé, A., 2002. Environnement : modélisation et modèles pour comprendre, agir ou décider dans un contexte interdisciplinaire, *Natures Sciences Sociétés*, **10**(suppl. 1) :5–25.
- Sebillotte, M., Soler, L.-G., 1988. Le concept de modèle général et la compréhension du comportement de l'agriculteur, *C.R. Acad. Agric. Fr.*, **74**(4) :59–70.
- Shobrys, D., White, D., 2000. Planning, scheduling and control systems : why can they not work together, *Computers and Chemical Engineering*, **24** :163–173.
- Sicalait, 2002. La canne et l'élevage bovin : un exemple de complémentarité insulaire, *Rapport*, Sicalait, La Réunion.
- Sierhuis, M., 2001. *Modeling and Simulating Work Practice*, SIKS Dissertation Series No. 2001-10, University of Amsterdam, The Netherlands.
- Simon, H., 2004. *Les sciences de l'artificiel*, Editions Gallimard, Paris, France. Traduction française de J.-L. Lemoigne.
- Smith, H., 1995. Monotone dynamical systems : An introduction to the theory of competitive and cooperative systems, *AMS Mathematical Surveys and Monographs*, **41** :31–53.
- Smith, K., Brewer, A., Crabb, J., Dauven, A., 2001a. A survey of the production and use of the animal manures in England and Wales. II. Poultry manure, *Soil Use and Management*, **17** :48–56.
- Smith, K., Brewer, A., Crabb, J., Dauven, A., 2001b. A survey of the production and use of the animal manures in England and Wales. III. Cattle manure, *Soil Use and Management*, **17** :77–87.
- Stadtler, H., 2005. Supply chain management and advanced planning—Basics, overview and challenges, *European Journal of Operational Research*, **163** :575–588.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C. (eds), 2006. *Livestock's long shadow—Environmental issues and options*, FAO, LEAD initiative, Rome, Italy.
- Steyer, J.-P., 1991. *Sur une approche qualitative des systèmes physiques : aide en temps réel à la conduite des procédés fermentaires*, Thèse de doctorat (Automatique), Université Paul Sabatier, Toulouse, France.
- Steyer, J.-P., Queinnec, I., Simões, D., 1993. Biotech a real-time application of Artificial Intelligence for fermentation processes, *Control Engineering Practice*, **1**(2) :315–321.
- Stonehouse, D., de Vos, G., Weersink, A., 2002. Livestock manure systems for swine finishing enterprises, *Agricultural Systems*, **73** :279–296.
- Suchman, L., 1987. *Plans and Situated Actions : The Problem of Human-Machine Communication*, Cambridge University Press, Cambridge, MA, USA.
- Susi, T., Ziemke, T., 2001. Social cognition, artefacts, and stigmergy : A comparative analysis of theoretical frameworks for the understanding of artefact-mediated collaborative activity, *Journal of Cognitive Systems Research*, **2** :273–290.
- Teleb, R., Azadivar, F., 1998. A methodology for solving multi-objective simulation-optimization problems, *European Journal of Operational Research*, **72** :135–145.
- Tessler, S., Iwasaki, Y., Law, K., 1996. REDRAW—A diagrammatic reasoning system for qualitative structural analysis, *Advances in Engineering Software*, **25** :149–159.

- Thornton, P., Herrero, M., 2001. Integrated crop-livestock simulation models for scenario analysis and impact assessment, *Agricultural Systems*, **70** :581–602.
- Travé-Massuyès, L., Dague, P., Guerrin, F., 1997a. *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*, Hermès, Paris, France.
- Travé-Massuyès, L., Dague, P., Guerrin, F., 1997b. Raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur, in L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (eds), *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*, Diagnostic et maintenance, Hermès, Paris, France, chap. Présentation générale, pp. 3–17.
- Travé-Massuyès, L., Ironi, L., Dague, P., 2003. Mathematical foundations of qualitative reasoning, *AI Magazine*, **24**(4) :91–106.
- Urfalino, P., 2004. La décision est-elle un objet sociologique ?, in E. Friedberg (ed.), *La décision*, number 1 in *Questions d'organisation*, Banlieues media, Paris, France. DVD Rom.
- Vayssières, J., 2004. *L'appréhension des pratiques décisionnelles d'éleveurs par enquête-immersion : cas des activités à l'origine de flux d'azote en exploitations bovines laitières à la Réunion*, Mémoire de DEA Environnement : Milieux, techniques et sociétés, Ina-PG, Cirad, La Réunion.
- Vayssières, J., Guerrin, F., Paillat, J.-M., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., Lecomte, P., 2004. Modélisation conceptuelle des flux d'azote en exploitation d'élevage bovin laitier à la Réunion, *Rapport Tera/Rev 15/04*, Cirad, La Réunion.
- Vayssières, J., Lecomte, P., Guerrin, F., Nidumolu, U.-B., 2007. Modelling farmers' action : decision rules capture methodology and formalisation structure. A case of biomass flow operations in dairy farms of a tropical island, *Animal*, **1** :716–733.
- Whang, S., 1996. Coordination in operations : A taxonomy, *Journal of Operations Management*, **12** :413–422.
- Williams, J., Jones, C., Kiniry, J., Spanel, D., 1989. The EPIC crop growth model, *Transactions of the ASAE*, **32**(2) :497–511.
- Yovine, S., 1997. Kronos : A verification tool for real-time systems, *Journal of Software Tools for Technology Transfer*, **1** :123–133.
- Zadeh, L., 1975. The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning–I, *Information Science*, **8** :199–249.
- Zaytoon, J. (ed.), 2001. *Systèmes dynamiques hybrides*, Traité IC2, Hermès Science, Paris, France.

# Annexe A

## Curriculum vitae

### Etat civil

- François Guerrin
- Né le 27 octobre 1952 à Meknès (Maroc) — Nationalité : Française
- Divorcé, 2 enfants
- Adresse professionnelle : Cirad, Station de La Bretagne, BP 20 — 97408 Saint-Denis  
Messag. Cedex 9
- Tél. : 02 62 52 81 14 (bureau) — 02 62 52 80 20 (secrétariat)
- Fax : 02 62 52 80 21 — E-mail : guerrin@cirad.fr

### Formation

- 2001** — Diplôme d'université Langues, Cultures et Sociétés de l'Océan Indien, option créole ; Université de la Réunion.
- 1990** — Doctorat de l'Université Paul Sabatier (Toulouse) ; spécialité : Hydrobiologie. Valorisation aquacole d'eaux usées traitées par lagunage naturel — Evaluation biotechnique et modélisation des connaissances.
- 1987** — Mastère Citcom (Centre d'ingénierie des technologies de la communication) ; Institut Télé systèmes (Paris). Informatique, télécommunications, conception de systèmes d'information.
- 1981** — DEA d'Ecologie ; Université Paul Sabatier (Toulouse).
- 1980a** — Maîtrise de Biologie Animale ; Université Paul Sabatier (Toulouse).
- 1980b** — Diplôme de Formation Continue Supérieure Spécialisée en Ichtyologie appliquée ; Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse.
- 1975** — Licence de Biologie Animale ; Université Paris VI.
- 1971-1973** — Mathématiques Supérieures et Spéciales Biologie ; Lycée Saint-Louis, Paris.

### Expérience professionnelle

- Depuis le 1/10/97** — Ingénieur d'études, puis ingénieur de recherches (a.c. juillet 2000), de l'Inra, mis à disposition du Cirad à la Réunion (depuis le 01/01/2005, affecté à l'UR 78 « Risque Environnemental lié au Recyclage »). Modélisation de systèmes de production agricoles ; application à la gestion des effluents d'élevage ; réalisations

logicielles, animation scientifique et coordination de projets de recherche, encadrement (Vats, stagiaires, thèses), publications.

**1987-1997** — Ingénieur d'études à l'Unité de Biométrie et Intelligence artificielle de l'Inra (Toulouse). Modélisation qualitative de processus incomplètement connus ; application aux systèmes écologiques et biotechnologiques ; réalisations logicielles, enseignement, encadrement (stagiaires, thèse), publications.

**1987** — Mission d'entreprise effectuée à l'Institut Télésystèmes (Paris) ; définition d'un projet de télé-enseignement accessible par Télétel dans le cadre de la formation reçue au Citcom.

**1986** — Consultant *free-lance*. Prospection du marché du transfert de technologies aquacoles au Brésil et au Portugal en collaboration avec le Centre Français du Commerce Extérieur et les postes d'expansion économique de l'Ambassade de France au Brésil ; évaluation de projets.

**1984-1986** — Ingénieur d'études Inra, responsable de la Station Expérimentale d'Aquaculture de Guyane Ifremer-Inra (Kourou). Redéfinition de la conception du projet, supervision de la réalisation pour le maître d'ouvrage ; mise en place des structures d'organisation et de gestion en collaboration avec France Aquaculture.

**1981-1984** — Responsable d'études et de recherches au Cemagref (Montpellier). Valorisation aquacole d'eaux usées traitées par lagunage ; analyse de filières pour le développement de l'aquaculture en Région Rhône-Alpes ; expérimentations (terrain, pilote, laboratoire), enseignement, encadrement (stagiaires), publications.

**1980-1981** — Chargé d'études à l'Agence de Bassin Adour-Garonne (Toulouse). Analyse du développement de l'épuration par lagunage naturel dans le bassin Adour-Garonne ; étude des demandes de subvention de collectivités locales ; enseignement, publications.

**1977-1979** — Formation de jeunes adultes à la Chambre de Commerce et d'Industrie de Nîmes et à l'Ecole Nationale Normale d'Apprentissage Paris-Sud (Antony) ; enseignement de disciplines scientifiques et de techniques sanitaires.

**1976-1977** — Stagiaire au Centre Technique du Génie Rural des Eaux et des Forêts (Montpellier) et au Centre Technique Forestier Tropical (Bouaké, Côte d'Ivoire). Valorisation aquacole d'eaux usées traitées par lagunage ; aquaculture tropicale ; expérimentations (terrain, laboratoire).

## Langues étrangères

- Anglais et Portugais : lus, écrits, parlés couramment ;
- Allemand, Espagnol : notions.



## Annexe B

# Réalisations logicielles

- Idea** — Guerrin F., 1990. Interprétation de données en Ecologie aquatique. Code PROLOGII sur Macintosh II/MacOS.
- XyliLOG** — Guerrin F., Delgenès J.-P., Bonnaud S., 1992. Prédiction des résultats de fermentation du xylose en éthanol. Code PROLOGII sur PC/Dos et Macintosh/MacOS.
- Simao** — Guerrin F., Granié C., Mittelette E., 1993. Système d'interprétation de mesures, analyses, et observations. Code PROLOGII+ sur Macintosh/MacOS.
- Paradise** — Ayrolles L., Faivre R., Guerrin F., 1996. PARADISE : Process abstraction and interpretation system. Code C sur Sun Sparc/Unix ; interfaçage avec G2 (génération de simulations, affichage graphique) et S-PLUS (affichage graphique).
- MQF** — Guerrin F., Dumas J., 1997. Modèle qualitatif de frayères. Basé sur le simulateur QSIM, code COMMON-LISP sur Sun Sparc/Unix.
- Mona Lise** — Guerrin F., Paillat J.-M., 1998. Modèle numérique-symbolique d'aide à la gestion de lisiers d'élevage. Basé sur le simulateur VENSIM DSS sur PC/Windows.
- Biomass** — Guerrin F., Courdier R., Calderoni S., Paillat J.-M., Soulié J.-C., Vally J.-D., F. Andriamasinoro, T. Ralambondrainy, 1998-2005. Gestion de la biomasse agricole par système multi-agents. Basé sur le simulateur multi-agents GEAMAS, code JAVA sur Sun Sparc/Unix et PC/Windows.
- Mobe5** — Guerrin F., Tommasino L., 1999. Modèles biophysiques pour l'évaluation environnementale de l'épandage d'effluents d'élevage. Basé sur le simulateur VENSIM DSS 32 sur PC/Windows.
- Magma** — Guerrin F., 2000. Modèle d'aide à la gestion de la matière organique en agriculture. Basé sur le simulateur VENSIM DSS 32 sur PC/Windows.
- MagmaS** — E. Piquet, Martin M., Le Page C., Guerrin F., 2001. Couplage sous Windows des modèles MAGMA, basé sur le simulateur VENSIM, et MENS, basé sur le simulateur multi-agents CORMAS développé sous VISUALWORKS (langage SMALLTALK).
- Approzut** — Guerrin F., 2003. Modèle de simulation d'approvisionnement d'unité de transformation. Basé sur le simulateur VENSIM DSS 32 sur PC/Windows.
- AT&MC** — Hélias A, Guerrin F., Steyer J.-P., 2003. Modèle de simulation de réseaux de flux par automates temporisés et *model-checking*. Basé sur l'environnement MATLAB couplé au *model-checker* KRONOS sur PC/Windows.
- ActSim** — Guerrin F., 2005. Modèle de simulation de l'action. Basé sur le simulateur VENSIM DSS 32 sur PC/Windows.



# Annexe C

## Liste des publications

### C.1 Ouvrages

1. Guerrin F., Paillat J.-M. (Eds.), 2003. *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom.
2. Travé-Massuyès L., Dague P., Guerrin F. (Eds.), 1997. *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*. Hermès, Paris, 512 p.

### C.2 Chapitres d'ouvrages

1. Aubry C., Paillat J.-M., Guerrin F., 2003. Modélisation conceptuelle de la gestion des matières organiques issues des élevages dans les exploitations agricoles. L'exemple de l'île de la Réunion. In : F. Guerrin & J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 19 p.
2. Bourseau P., Dague P., Guerrin F., 1997. Modèles statiques. In : L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (Eds.), 1997, *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*. Hermès, Paris, Chapitre 6, p. 117-143.
3. Courdier R., Guerrin F., Andriamasinoro F.H., Paillat J.-M., 2003. Simulation agent appliquée à la gestion collective d'effluents d'élevage. Mise en œuvre des concepts génériques de la plate-forme GEAMAS au sein de l'application BIOMAS. In : F. Guerrin & J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 21 p.
4. Fouché P., Ayrolles L., Bousson K., Djerroud A., Guerrin F., Leyval L., Tomasena M., Travé-Massuyès L., Vescovi M., 1997. Modèles dynamiques : simulation qualitative et envisionnement. In : L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (Eds.), 1997, *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*. Hermès, Paris, Chapitre 7, p. 146-189.
5. Guerrin F., 2003. MAGMA : modèle d'aide à la gestion des matières organiques au niveau de l'exploitation agricole. Description du modèle de base. In : F. Guerrin &

- J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 23 p.
6. Guerrin F., Ayrolles L., Djerroud A., Yannou B., 1997. Analyse et gestion de systèmes écologiques et environnementaux. In : L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (Eds.), 1997, *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*. Hermès, Paris, Chapitre 11, p. 359-402.
  7. Guerrin F., Paillat J.-M., 2003. Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité — Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de La Réunion. In : F. Guerrin & J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 16 p.
  8. Guerrin F., Ranaivosolo P.W., 2003. Simulation de l'approvisionnement d'une unité de traitement de lisier de porc par plusieurs unités de production. Modélisation par un système dynamique hybride. In : F. Guerrin & J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 20 p.
  9. Hélias A., Guerrin F., Lopez P., Steyer J.-P., 2003. Simulation de l'approvisionnement d'une unité de traitement de lisier de porc par plusieurs unités de production. Modélisation par équations différentielles ordinaires et programmation linéaire. In : F. Guerrin & J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 9 p.
  10. Paillat J.-M., Guerrin F., Médoc J.-M., Aubry C., 2003. Simulation de stratégies de gestion de matières organiques avec le modèle MAGMA. Application au cas d'une exploitation type. In : F. Guerrin & J.-M. Paillat (Eds.), 2003, *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Restitution des travaux de l'ATP 99/60*. Actes du séminaire, 19-20 juin 2002, Cirad, Montpellier, France, cédérom, 37 p.
  11. Travé-Massuyès L., Dague P., Guerrin F., 1997. Raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur. In : L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (Eds.), 1997, *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*, Hermès, Paris, p. 3-17.
  12. Travé-Massuyès L., Dormoy J.-L., Guerrin F., 1997. La notion de modèle. In : L. Travé-Massuyès, P. Dague, F. Guerrin (Eds.), 1997, *Le raisonnement qualitatif pour les sciences de l'ingénieur*, Hermès, Paris, Chapitre 5, p. 101-116.

### C.3 Revues à comité de lecture

1. Aubry C., Paillat J.-M., Guerrin F., 2006. A conceptual model of animal wastes management at the farm scale. The case of the Reunion Island. *Agricultural Systems*, 88 : 294-315.

2. Ayrolles L., Faivre R., Guerrin F., 1996. A temporal multi-resolution analysis for a quantitative/qualitative interpretation of complex dynamic processes. *IEEE Proceedings on Control Theory and Applications*, 143(2) : 191-199.
3. Courdier R., Guerrin F., Andriamasinoro F.H., Paillat J.-M., 2002. Agent-based simulation of complex systems : Application to collective management of animal wastes. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 5(3).
4. Dague P., Bourseau P., Bousson K., Dormoy J.-L., Evrard J.-M., Guerrin F., Leyval L., Lhomme O., Lucas B., Missier A., Montmain J., Piera N., Rakoto-Ravalontsalama N., Steyer J.-P., Tomasena M., Travé-Massuyès L., Vescovi M., Xanthakis S., Yannou B., 1995. Qualitative reasoning : a survey of techniques and applications. *AI Communications*, 8(3/4) : 119-192.
5. Guerrin F., 1988. Valorisation du zooplancton produit en étangs de lagunage comme base pour l'alimentation de larves et juvéniles de cyprinidés. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 311 : 113-125.
6. Guerrin F., 1991. Biological process interpretation using a qualitative reasoning approach. In : R. Hanus, P. Kool and S. Tzafestas (eds.), *Mathematical and intelligent models in system simulation, IMACS Annals on Computing and Applied Mathematics*, 10-11 : 513-518.
7. Guerrin F., 1991. Qualitative reasoning about an ecological process : interpretation in Hydroecology. *Ecological Modelling*, 59(3-4) : 165-201.
8. Guerrin F., 1992. Model-based interpretation of measurements, analyses and observations of an ecological process. *AI Applications*, 6(3) : 89-101.
9. Guerrin F., 2001. MAGMA : A model to help manage animal wastes at the farm level. *Computers and Electronics in Agriculture*, 33(1) : 35-54.
10. Guerrin F., 2004. Simulation of stock control policies in a two-stage production system. Application to pig slurry management involving multiple farms. *Computers and Electronics in Agriculture*, 45(1-3) : 27-50.
11. Guerrin F., Bousson K., Steyer J.-P., Travé-Massuyès L., 1994. Qualitative reasoning methods for CELSS modeling. *Advances in Space Research*, 14(11) : 307-312.
12. Guerrin F., Burgat-Sacaze V., Saqui-Sannes P., 1990. Levels of heavy metals and organo-chlorine pesticides of cyprinid fish reared 4 years in a wastewater treatment pond. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 44 : 461-467.
13. Guerrin F., Delgenès J.-P., Moletta R., 1994. Modeling the alcoholic fermentation of xylose by *Pichia stipitis* using a qualitative reasoning approach. *Bioprocess Engineering*, 10(3) : 115-122.
14. Guerrin F., Dumas J., 2001. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part I : Qualitative modeling and simulation. *Biosystems*, 59(2) : 75-84.
15. Guerrin F., Dumas J., 2001. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part II : Qualitative model of redds. *Biosystems*, 59(2) : 85-108.
16. Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2004. Abstraction des trajectoires d'un système continu en automates temporisés. In : Zaytoon J., numéro spécial e-STA sur les systèmes à événements discrets, *Revue e-STA*, Sciences et Technologies de l'Automatique, 1(3), //www.e-sta.see.asso.fr.

17. Travé-Massuyès L., Bousson K., Evrard J.-M., Guerrin F., Lucas B., Missier A., Tomasena M., Zimmer L., 1993. Non-causal versus causal qualitative modelling and simulation. *Intelligent Systems Engineering*, 2(3) : 159-182.
18. Vayssières J., Lecomte P., Guerrin F., Nidumolu U.-B., 2007. Modelling farmers' action : decision rules capture methodology and formalisation structure. A case of biomass flow operations in dairy farms of a tropical island. *Animal*, 1 : 716-733.

## C.4 Revues sans comité de lecture

1. Blanfort V., Chabalier P.-F., Chabanne A., Guerrin F., Paillat J.-M., Perret S., Tassin J., 1998. Gestion des effluents d'élevage. *Magazine Cirad Réunion*, spécial rapport annuel 1997, juin 1998, 11 : 56-57.
2. Guerrin F., 1983. Perspectives d'aquaculture associée au traitement des eaux usées domestiques par lagunage naturel en France. *B.I. du Cemagref*, 301 : 35-43.
3. Guerrin F., 1991. Interprétation et Causalité. *Bull. Société Française pour l'Etude du Comportement Animal*, 6(1) : 33-39.
4. Guerrin F., 1992. Modélisation qualitative et raisonnement sur les systèmes physiques au AAAI-91. *Bulletin de l'AFIA*, janvier 1992, 8 : 42-43.
5. Guerrin F., 1992. Treizième Congrès Mondial de l'IMACS (13th IMACS World Congress on Computation and Applied Mathematics). *Bulletin de l'AFIA*, janvier 1992, 8 : 49-51.
6. Guerrin F., 1999. Modélisation des flux de matière organique. *Magazine Cirad Réunion*, spécial rapport annuel 1998, juin 1999, 14 : 32-33.
7. Guerrin F., 2000. Gestion des déchets organiques — Modélisation et simulation des flux de matières organiques. *Magazine Cirad Réunion*, spécial rapport annuel 1999, juillet 2000, 17 : 37.
8. Guerrin F., 2001. Gestion des déchets organiques — Modélisation et simulation des flux de matières organiques. *Magazine Cirad Réunion*, rapport annuel 2000, juin 2001, p. 37.
9. Guerrin F., 2002. Gestion des déchets organiques — Modélisation et simulation des flux de matières organiques. *Magazine Cirad Réunion*, rapport annuel 2001, juin 2002, p. 36-37.
10. Guerrin F., 2003. Modélisation et simulation des flux de matières organiques. *Magazine Cirad Réunion*, rapport annuel 2002, juin 2003, p. 32-33.
11. Guerrin F., Heller U., Roque W., Struss P., 1996. Sigma : um sistema integrado de gerenciamento do meio ambiente. *Ecos, Revista quadrimestral de saneamento ambiental*, Porto Alegre (Brasil), Janeiro 96, 6 : 25-28.
12. Guerrin F., Médoc J.-M., 2004. Modélisation des flux de biomasse et utilisation de modèles de simulation pour améliorer la gestion individuelle et collective des effluents d'élevage. *Magazine Cirad Réunion*, rapport annuel 2003, août 2004, p. 32-33.
13. Guerrin F., Médoc J.-M., 2005. Utilisation de modèles de simulation pour l'aide à la gestion collective des effluents d'élevage. *Magazine Cirad Réunion*, rapport annuel 2004, p. 50-51.
14. Médoc J.-M., Guerrin F., 2006. Bilan des éléments nutritifs issus des engrais de ferme dans les Hauts du Tampon. *Magazine Cirad Réunion*, rapport annuel 2005, p. 48-49.

## C.5 Conférences à comité de lecture

1. Ayrolles L., Faivre R., Guerrin F., 1995. Time abstraction and quantitative/qualitative interpretation of multiple dynamics processes. *Proc. QR'95, 9th Int. Workshop on Qualitative Reasoning*, Amsterdam (The Netherlands), May 16-19 1995, pp. 218-227.
2. Ayrolles L., Guerrin F., 1993. Towards a general approach to deal with temporal granularity. *Proc. IJCAI'93, Int. Joint Conf. on Artificial Intelligence, Workshop Engineering Problems for Qualitative Reasoning*, Chambéry (France), August 29 1993, pp. 95-102.
3. Ayrolles L., Guerrin F., Rambal S., 1993. Qualitative reasoning about multiple time-scales in terrestrial ecosystem simulation. *Proc. IJCAI'93, Int. Joint Conf. on Artificial Intelligence, Workshop AI in Agriculture, Natural Resources and Environmental Sciences*, Chambéry (France), August 30 1993, pp. 99-108.
4. Bousson K., Guerrin F., Travé-Massuyès L., 1993. Qualitative prediction and interpretation for bioprocess supervision. *Proc. Tooldiag'93, Int. Conf. on Fault Diagnosis*, Toulouse (France), April 5-7 1993, vol. 3, pp. 1044-1053.
5. Garcia F., Guerrin F., Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., 2005. The human side of agricultural production management – the missing focus in simulation approaches. *Proc. Modsim 2005, International Congress on Modelling and Simulation, Advances and application for management and decision-making*, Melbourne (Australia), 12-15 December 2005, pp. 203-209.
6. Guerrin F., 1982. Teneurs en métaux lourds et pesticides organo-chlorés de tanches (*Tinca tinca*) ayant séjourné quatre années en lagune d'épuration d'eaux usées domestiques. *L'épuration par lagunage*, Communications scientifiques, Montpellier (France), 2-4 juin 1982, Ed. Lavoisier, Paris, p. 73-78.
7. Guerrin F., 1982. Investissement nécessaire à la réalisation d'une station d'épuration par lagunage naturel. Cas des petites collectivités rurales du bassin Adour-Garonne. *L'épuration par lagunage*, Communications scientifiques, Montpellier (France), 2-4 juin 1982, Ed. Lavoisier, Paris, p. 79-83.
8. Guerrin F., 1986. Data on the use of zooplankton for the rearing of cyprinid larvae and fry. In : R. Billard et J. Marcel (eds.), *Aquaculture of Cyprinids*, INRA publ., Paris, pp. 237.
9. Guerrin F., 1989 - Raisonnement qualitatif en hydrobiologie : application à l'interprétation de données et d'observations. *Proc. SISIPPA'89, International Symposium on Integrated Approaches to Water Pollution Problems*, Lisbon (Portugal), June 19-23 1989, pp. II.21-II.30.
10. Guerrin F., 1990. Raisonnement qualitatif pour l'aide au contrôle de processus biologique : interprétation en Ecologie. *Actes Avignon 90, Dixièmes journées internationales Les systèmes experts & leurs applications, Conférence sectorielle intelligence artificielle, industries agroalimentaires, biologie, chimie & pharmacie*, Avignon (France), 28 mai-1<sup>er</sup> juin 1990, pp. 141-155.
11. Guerrin F., 1990. Biological process interpretation using a qualitative reasoning approach. *Proc. IMACS-IFAC International Symposium on Mathematical and Intelligent Models in System Simulation*, Brussels (B), September 3-7 1990, pp. VIII.A.3.1-3.6.

12. Guerrin F., 1991. Interpretation based on qualitative reasoning concepts. In : R. Vichnevetsky and J.J.H. Miller (eds), *Proc. 13th IMACS World Congress on Computation and Applied Mathematics*, Dublin (Ireland), July 22-26 1991, vol. 4, pp. 1736-1737.
13. Guerrin F., 1991. Interpretation of measurements, analyses and observations in partially-known processes. *Workshop Notes from the Ninth National Conference on Artificial Intelligence (AAAI-91), Model-Based Reasoning*, Anaheim (CA, USA), July 14 1991.
14. Guerrin F., 1991. Model-based interpretation of an ecological process. *Workshop Notes from the Ninth National Conference on Artificial Intelligence (AAAI-91), AI in Natural and Agricultural Resource Management*, Anaheim (CA, USA), July 14 1991.
15. Guerrin F., 1992. Qualitative Reasoning about artificial ecological systems for design and supervision purposes : the SuperEco program. *Actes Avignon 92, Douzièmes journées internationales intelligence artificielle, systèmes experts, langage naturel, Conférence spécialisée Agriculture, ressources naturelles & environnement*, Avignon (France), 1-6 juin 1992, vol. 2, pp. 763-776.
16. Guerrin F., 1995. Dualistic algebra for qualitative analysis. *Proc. QR'95, 9th Int. Workshop on Qualitative Reasoning*, Amsterdam (The Netherlands), May 16-19 1995, pp. 64-73.
17. Guerrin F., 1996. Modélisation qualitative de systèmes dynamiques complexes. *Actes des journées du programme Environnement, vie et sociétés, Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement*, CNRS, Paris, 15-17 janvier 1996, communications orales, session A, p. 88-93.
18. Guerrin F., 2000 – Simulation of actions to help animal wastes management at the farm level. *Proc. IFAC/IFIP/IEEE 2nd Conference on Management and Control of Production and Logistics (MCPL'2000)*, Grenoble (France), 5-8 July 2000, CD Rom : Session R6, P135.
19. Guerrin F., 2000 – MAGMA : a model to help animal manure management at the farm level. *Proc. 1st IFAC International Conference on Modelling and Control in Agriculture, Horticulture and Post-Harvest Processing (Agricontrol'2000)*, Wageningen (The Netherlands), 10-12 July 2000, pp. 159-164.
20. Guerrin F., 2005. Simulation of action in production systems. *Proc. Modsim 2005, International Congress on Modelling and Simulation, Advances and application for management and decision-making*, Melbourne (Australia), 12-15 December 2005, pp. 210-216.
21. Guerrin F., 2007. Représentation dynamique de l'action au niveau opérationnel. *Proc. CIGI 07, 7ème Congrès International de Génie Industriel*, Trois-Rivières (Québec, Canada), 5-8 juin 2007.
22. Guerrin F., Bonnaud S., Delgenès J.-Ph., Moletta R., 1993. Qualitative Reasoning on a batch fermentation process : predicting the fermentation issue from set-points. *Proc. AIFA'93, Conference on Artificial Intelligence for Agriculture and Food Equipment and Process Control*, Nîmes (France), October 26-28 1993, pp. 201-210.
23. Guerrin F., Bousson K., Steyer J.-P., Travé-Massuyès L., 1992. Qualitative reasoning methods for CELSS modeling. *The World Space Congress, 29th Plenary Meeting of the Committee on Space Research*, Washington (DC, USA), August 28-September 5 1992.
24. Guerrin F., Courdier R., Calderoni S., Paillat J.-M., Soulié J.-C., Vally J.-D., 1998. Conception d'un modèle multi-agents pour la gestion des effluents d'élevage à l'échelle



- d'une localité rurale. *Actes JFIADSMA '98, Sixièmes journées francophones pour l'intelligence artificielle distribuée et les systèmes multi-agents*, Pont-à-Mousson (France), 18-20 novembre 1998, p. 25-37.
25. Guerrin F., Courdier R., Calderoni S., Paillat J.-M., Soulié J.-C., Vally J.-D., 1999. BIOMAS : un modèle multi-agents pour aider à la gestion négociée d'effluents d'élevage. In : N. Ferrand (Ed.), *Modèles et systèmes multi-agents pour la gestion de l'environnement et des territoires*, Actes de colloques, Cemagref éditions, Clermont-Ferrand (France), 5-8 octobre 1998, pp. 359-378.
  26. Guerrin F., Dumas J., Davaine P., Beall E., Clément O., 1997. Qualitative modeling of the impact of the environment on early stages of salmon populations. *Proc. QR'97, 11th Int. Workshop on Qualitative Reasoning*, Cortona (Italy), June 3-6 1997, pp. 257-263.
  27. Guerrin F., Ledoux O., 1982. Pisciculture d'eau douce associée aux installations de lagunage naturel. *L'Épuration par Lagunage*, Communications scientifiques, Montpellier (France), 2-4 juin 1982, Lavoisier, Paris, p. 60-69.
  28. Guerrin F., Médoc J.-M., 2005. A simulation approach to evaluate supply policies of a pig slurry treatment plant by multiple farms. *EFITA/WCCA 2005 Joint Conference, The 5th Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and Environment and The 3rd World Congress on Computers in Agriculture and Natural Resources*, Vila Real (Portugal), July 25-28 2005. Paper # B03.3/PA 305.
  29. Guerrin F., Paillat J.-M., 2003. Modelling biomass fluxes and fertility transfers : animal wastes management in the Reunion Island. *Proc. Modsim 2003, International Congress on Modelling and Simulation, Integrative Modelling of Biophysical, Social and Economic Systems for Resource Management Solutions*, Townsville (Australia), July 14-17 2003, vol. 3, pp. 1591-1596.
  30. Guerrin F., Ranaivosolo P.W., 2001. Managing the supply of a slurry treatment plant by means of a hybrid dynamical system. *Proc. ICAA 2001, 2nd IFAC-CIGR Workshop on Intelligent Control for Agricultural Applications*, Bali (Indonesia), August 22-24 2001, pp. 134-139.
  31. Hélias A., Guerrin F., Harmand J., Steyer J.-P., 2002. Abstraction en modèles discrets de modèles d'évolution de stocks continus : application à la gestion des effluents d'élevage. *Actes Simo 2002, Système d'information, modélisation, optimisation, commande en génie des procédés*, Toulouse (France), 24-25 octobre 2002, article 209 (édition électronique).
  32. Hélias A., Guerrin F., Lopez P., Steyer J.-P., 2001. Simulating management policies on stock supplied by multiple production units : application to a pig slurry treatment plant. *Proc. Efitia 2001, 3rd Conf. of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and Environment, Symposium Sequential Decision under Uncertainty in Agriculture, Food Industry and Environment*, Montpellier (France), June 18-21 2001, paper # 103, 6 pp.
  33. Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2003. Représentation par automates temporisés de contraintes temporelles. Cas de la fertilisation organique des cultures de l'île de la Réunion. *Actes Mosim'03, 4ème Conférence francophone de modélisation et simulation, Organisation et conduite d'activités dans l'industrie et les services*, Toulouse (France), 23-25 avril 2003, article C72 (édition électronique, <http://www.laas.fr/mosim03/>), 8 p.

34. Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2004. Abstracting continuous system behaviours into timed automata : Application to diagnosis of an anaerobic digestion process. *Proc. DX-2004, 15th International Workshop on Principles of Diagnosis*, Carcassonne (France), June 23-25 2004.
35. Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2004. Abstraction of continuous system trajectories into timed automata. *Proc. Wodes'04, 7th IFAC Workshop on Discrete Event Systems*, Reims (France), September 22-24 2004.
36. Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2004. Using real-time model-checking tools in agricultural planning : application to livestock waste management. *Proc. MCPL 2004, 3rd IFAC Conf. on Management and Control of Production and Logistics*, Santiago (Chile), November 3-5 2004.
37. Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2006. Utilisation des outils de model-checking temps réel pour la représentation de pratiques de gestion des effluents d'élevage. *Conférence STIC & Environnement 2006*, Narbonne (France), 5-7 avril 2006.
38. Heller U., Struss P., Guerrin F., Roque W., 1995. A qualitative modeling approach to algal bloom prediction. *Proc. IJCAI'95, Int. Joint. Conf. on Artificial Intelligence, Workshop Artificial Intelligence and the Environment*, Montreal (Canada), August 19 1995.
39. Lopez-Ridaura S., Guerrin F., Paillat J.-M., van der Werf H., Morvan T., 2007. Agromonic and environmental evaluation of collective manure management for a group of farms. *Proc. Farming Systems Design 2007, International Symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems*, Catania (Sicily, Italy), 10-12 September 2007, Book 1, *Farm-regional scale design and improvement*, pp. 95-96.
40. Martin M., Piquet E., Le Page C., Guerrin F., 2001. MAGMAS : a multi-agents system based on dynamical models coupling ; application to animal wastes management. In : N. Giambiasi & C. Frydman, *ESS'01, 13th European Simulation Symposium, Simulation in Industry, Multi-agent based Modeling and Simulation Workshop*, Marseille (France), October 18-20 2001, pp. 881-884.
41. Médoc J.-M., Guerrin F., Courdier R., Paillat J.-M., 2004. A multi-modelling approach to help agricultural stakeholders design animal wastes management strategies in the Reunion Island. In : Pahl, C., Schmidt, S. and Jakeman, T. (eds), *iEMSs 2004 International Congress : "Complexity and Integrated Resources Management"*, *International Environmental Modelling and Software Society*. Osnabrück (Germany), June 14-17 2004.
42. Payet D., Médoc J.-M. , Ralambondrainy T., Guerrin F., Courdier R., 2005. Outils d'observation et d'analyse de simulations multi-agents : l'expérience de la plate-forme GEAMAS/BIOMAS. *CABM-HEMA-SMAGET 2005, Joint Conference on Multi-Agent Modelling for Environmental Management*, Bourg-Saint-Maurice – Les Arcs (France), 21-25 March 2005, 4 pp.
43. Ralambondrainy T., Médoc J.-M., Courdier R., Guerrin F., 2007. Tools to visualise the structure of multi-agent conversations at a macro level. *Proc. Modsim 2007, International Congress on Modelling and Simulation, Land, Water and Environmental Management : Integrated Systems for Sustainability*, Christchurch, New Zealand, 10-13 December 2007.
44. Vayssières J., Lecomte P., Guerrin F., Bocquier F., Verdet C., 2006. Explaining the diversity of environmental performances according to a typology of farming practices

combinations : the case of dairy cattle breeding in Reunion Island. In : S.O. Petersen, *12th Ramiran International Conference, Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective*, Aarhus (Denmark), September 11-13 2006, Vol. II, P-113, pp. 57-60.

## C.6 Autres conférences avec actes

1. Ayrolles L., Aguilar-Martin J., Guerrin F., 1995. Interprétation symbolique pour la supervision multi-résolution de processus dynamiques. In : N. Rakoto-Ravalontsalama, J. Aguilar-Martin (eds.), *Supervision de processus à l'aide du système expert G2*, Toulouse (France), 5-6 octobre 1995, Ed. Hermès, Paris, p. 73-90.
2. Ayrolles L., Faivre R., Guerrin F., 1994. Analyse qualitative de processus à dynamiques multiples. XXVIe Journées de Statistique, Neuchâtel (Suisse), 24-27 mai 1994, In : Asselain B., Boniface M., *Biométrie et Intelligence artificielle*, 13, Société Française de Biométrie, p. 53-67.
3. Bourseau P., Guerrin F., Porté N., Travé-Massuyès L., Vescovi M., 1990. Causalité. In : L. Travé-Massuyès, *Raisonnement Qualitatif : méthodes, outils et applications*. Journées Nationales du G.R. Automatique, Projet Modélisation Qualitative & Diagnostic, CNRS, Strasbourg (France), 17-19 octobre 1990, p. 21-30.
4. Dumas J., Guerrin F., Darolles D., Estournès G., Maisonneuve L., 1998. Survie embryolaire du Saumon atlantique en relation avec les caractéristiques des frayères et le potentiel d'émission en éléments fins du bassin versant. *Le poisson dans les zones ateliers, 2ème réunion annuelle du réseau Zones ateliers du GIP Hydrosystèmes*, Biarritz (France), 29 avril 1998, p. 36-43.
5. Guerrin F., 1990. Interprétation et Causalité. *Réunion du Groupe d'éthologie théorique et d'épistémologie*, Université Paul Sabatier, Toulouse (France), 17-18 décembre 1990.
6. Guerrin F., 1994. Interprétation qualitative de mesures et observations. *IIIèmes journées de la mesure*, Inra, Direction de l'Informatique, Ronce-les-Bains (France), 3-5 octobre 1994, p. I.6.1-I.6.4.
7. Guerrin F., 1997. Modélisation qualitative de systèmes dynamiques complexes. Compte-rendu des journées Modélisation, Inra, Bordeaux (France), 22-23 mai 1997, *Info Zoo, Bull. d'information des zoologistes de l'Inra*, n°14, novembre 1997, p.10-15.
8. Guerrin F., Dumas J., Davaine P., Beall E., Clément O., 1997. Modélisation qualitative de l'impact de l'environnement sur la survie précoce du Saumon atlantique, *Journées Modélisation, échantillonnage, estimation des stocks halieutiques*, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau (France), 28-29 avril 1997, p. 64-68.
9. Médoc J.-M., Guerrin F., Courdier R., Ralambondrainy T., Paillat J.-M., 2005. Use of simulation models to improve individual and collective management of pig effluents in Grand Ilet (Reunion Island). *International Workshop on Green Pork Production*, Paris (France), May 25-27 2005, p. 175-176.
10. Travé-Massuyès L., Bousson K., Evrard J.-M., Guerrin F., Lucas B., Missier A., Rahal D., Tomasena M., Zimmer L., 1992. Modélisation et simulation qualitatives ; représentation, algorithmes et applications. *Actes des Quatrièmes journées nationales PRC-GDR Intelligence artificielle*, Marseille (France), 19-21 octobre 1992, Teknea, p. 25-56.

11. Vayssières J., Guerrin F., Paillat J.-M., Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., 2003. Modélisation conceptuelle de la gestion des flux d'azote en élevage bovin laitier à la Réunion. *Actes du Symposium régional interdisciplinaire « Les ruminants : élevage et valorisation »*, Cirad-GDS, Saint-Denis (La Réunion), 10-13 juin 2003, p. 22-23 (poster).

## C.7 Rapports techniques, mémoires

1. Aubry C., Paillat J.-M., Guerrin F., 2001. *Modélisation conceptuelle de la gestion des effluents d'élevage à la Réunion*. Rapport n° 16/01, Cirad-Tera/Ere, La Réunion, 58 p.
2. Badia J., Faivre R., Guerrin F., 1996. *Modélisation de grands systèmes biologiques*. Rapport UBIA Toulouse n° 1996/1, Département de Biométrie et d'Intelligence artificielle, INRA, 12 p.
3. Doumerc P., Guerrin F., Metzeldard S., Rahhou A., 1987. *Télé-Enseignement : 36 15 tapez Cogniport et téléchargez*. Rapport CITCOM-Institut Télésystèmes, Paris, 77 p. + annexes.
4. Guerrin F., 1981. *Le lagunage naturel des eaux usées des collectivités rurales. Expérience acquise dans le Bassin Adour-Garonne*. Agence de Bassin Adour-Garonne, Toulouse.
  - (a) *Mise en oeuvre, exploitation et suivi technique des installations de lagunage naturel dans le Bassin Adour-Garonne*, 94 p.
  - (b) *Etude physico-chimique du lagunage de Réalmon (Tarn). Influence du plancton sur les paramètres de qualité de l'eau*, 55 p.
  - (c) *Lagunage et pisciculture. Croissance de poissons ayant séjourné quatre années en lagune d'épuration. Teneurs en métaux lourds et pesticides*, 33 p.
5. Guerrin F., 1982. Essais de pisciculture d'eau douce associée aux installations de lagunage de Mèze. In : *Station de lagunage de Mèze, Centre de Recherches, Compte-rendu des activités scientifiques 1981-1982*, p. 162-183.
6. Guerrin F., 1982. *Perspectives d'aquaculture associée au traitement des eaux usées domestiques en France*. Rapport CEMAGREF, Montpellier, 33 p.
7. Guerrin F., 1982. *Bilan hydrologique du Lez à Lavalette*. Rapport CEMAGREF, Montpellier, 55 p.
8. Guerrin F., 1983. Valorisation de la biomasse zooplanctonique produite par le lagunage de Mèze en pisciculture. In : *Station de lagunage de Mèze, Centre de Recherches, Compte-rendu des activités scientifiques 1982-1983*, p. 123-141.
9. Guerrin F., 1983. *Élevage intensif de brochetons et alevins de repeuplement aux Pays-Bas*. Rapport CEMAGREF, Montpellier, 31 p.
10. Guerrin F., 1984. *Modalités d'exploitation aquacole du zooplancton produit par les lagunes d'épuration (évaluation de la biomasse, prégrossissement d'alevins, valeur alimentaire)*. Rapport CEMAGREF, Montpellier, 133 p. et annexes.
11. Guerrin F., 1987. Traitement automatique du langage naturel. In : Alary C., Dubaud S., Guerrin F., Jatteau F., Roger B. - *Du traitement de la connaissance aux systèmes à bases de connaissances*. Mémoire CITCOM-Institut Télésystèmes, Paris, 24 p.

12. Guerrin F., 1988. *Intelligence artificielle et processus fermentaires*. Rapport INRA, Station de Biométrie et Intelligence artificielle, Toulouse, 12 p.
13. Guerrin F., 1990. *Valorisation aquacole d'eaux usées traitées par lagunage naturel; évaluation biotechnique et modélisation des connaissances*. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 297 p.
14. Guerrin F., 1997. *Modélisation de systèmes agro-écologiques pour l'aide à la gestion intégrée de l'agriculture réunionnaise et la préservation de l'environnement*. Proposition d'opération de recherche, Cirad, Pôle Environnement, La Réunion, 8 p.
15. Guerrin F., 1997. *Gestion agricole des effluents d'élevage : modélisation et simulation des flux de matières organiques*. Opération nouvelle de recherche n° 94210, Cirad, Pôle Agriculture durable et environnement, La Réunion, 9 p.
16. Guerrin F., 1999. *Ana Light : un remake analytique allégé du modèle Mona Lise*. Rapport n° 90/99, Cirad-Tera/Ere, La Réunion, 66 p.
17. Guerrin F., Dumas J., 1999. *Qualitative simulation of redd functioning and impact on early stages of salmon*. Rapport UBIA Toulouse n° 1999/7, INRA, Département de Biométrie et Intelligence artificielle, janvier 1999, 45 p.
18. Guerrin F., Le Bail P.Y., 1985. *L'aquaculture continentale au Brésil*. Bulletin Scientifique et Technique du Département d'Hydrobiologie, INRA, 18, 71 p.
19. Guerrin F., Le Page C., Müller J.-P., Paillat J.-M., Piroux M., Torquebiau E., 2001. *Modélisation d'interactions pour l'étude de la viabilité des anthroposystèmes à l'île de la Réunion (MAEVA)*. Document de travail pour l'élaboration d'un programme de recherche. Rapport Cirad-Tera/Ere, 13 p.
20. Guerrin F., Martin-Clouaire R., 1988. *Projet "Misiones" : un système expert pour la recherche développement*. INRA, Station de Biométrie et Intelligence artificielle, Toulouse, 15 p.
21. Guerrin F., Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., 2004. *Etude de la gestion individuelle des effluents d'élevage à partir d'un cadre général de modélisation et de simulation de systèmes de production agricoles*. Fonds commun de rapprochement INRA/CIRAD 2001, rapport final du projet n°3, 16 p.
22. Guerrin F., Paillat J.M., 1999. *Mona Lise : modèle numérique-symbolique d'aide à la gestion de lisiers d'élevages*. Rapport n° 34/99, Cirad-Tera/Ere, La Réunion, 99 p.
23. Guerrin F., Paillat J.-M., Médoc J.-M., 2006. *Modélisation des systèmes de production agricole et évaluation des stratégies de gestion*. In : *Dossier d'évaluation de l'UPR 78 « Risque environnemental lié au recyclage »*, Cirad, Montpellier-La Réunion, p. 61-69.
24. Guerrin F., Vallod D., Gault J., 1984. *Potentialités de l'aquaculture en région Rhône-Alpes. Présentation des principales filières existantes*. Rapport Min. Agriculture, Région Rhône-Alpes et CEMAGREF, Montpellier, 170 p.
25. Médoc J.-M., Guerrin F., 2006. *Utilisation de modèles de simulation pour élaborer une stratégie de gestion collective des lisiers de porcs à Grand Ilet, Salazie, La Réunion*. Rapport final AC54d, Gis Porcherie verte/Ademe, Cirad, La Réunion, 72 p.
26. Vayssières J., Guerrin F., Paillat J.-M., Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., Lecomte P., 2004. *Modélisation conceptuelle des flux d'azote en exploitation d'élevage bovin laitier à la Réunion*. Rapport Cirad-Tera/Rev n° 15/04, La Réunion, 33 p.

27. Vescovi M., Guerrin F., Bourseau P., Porté N., Travé-Massuyès L., 1991. Causality. In : L. Travé-Massuyès, *Qualitative Reasoning; methods, tools and applications*. MQ&D Project report, CNRS, p. 29-37.

## **Annexe D**

### **Sélection de publications**





## **D.1   Système d'interprétation de mesures et observations (cf. Simao, §3.1)**

- Guerrin F., 1991. Qualitative reasoning about an ecological process : interpretation in Hydroecology. *Ecological Modelling*, 59(3-4) : 165-201.



## **D.2    Abstraction temporelle et interprétation de processus à dynamiques multiples (cf. Paradise, §3.3)**

- Ayrolles L., Faivre R., Guerrin F., 1996. A temporal multi-resolution analysis for a quantitative/qualitative interpretation of complex dynamic processes. *IEE Proceedings on Control Theory and Applications*, 143(2) : 191-199.



### **D.3    Modélisation qualitative de frayère à Saumon (cf. MQF, §3.4)**

- Guerrin F., Dumas J., 2001. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part I : Qualitative modeling and simulation. *Biosystems*, 59(2) : 75-84.
- Guerrin F., Dumas J., 2001. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part II : Qualitative model of redds. *Biosystems*, 59(2) : 85-108.



#### **D.4 Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité – Gestion des effluents d’élevage à la Réunion (cf. ATP 99/60, §4.1)**

- Guerrin F., 2001. MAGMA : A model to help manage animal wastes at the farm level. *Computers and Electronics in Agriculture*, 33(1) : 35-54.
- Courdier R., Guerrin F., Andriamasinoro F.H., Paillat J.-M., 2002. Agent-based simulation of complex systems : Application to collective management of animal wastes. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 5(3).
- Aubry C., Paillat J.-M., Guerrin F., 2006. A conceptual model of animal wastes management at the farm scale. The case of the Reunion Island. *Agricultural Systems*, 88 : 294-315.





## **D.5 Simulation de réseaux de flux par automates temporisés et *model-checking* (cf. AT&MC, §4.2)**

- Hélias A., Guerrin F., Steyer J.-P., 2004. Using real-time model-checking tools in agricultural planning : application to livestock waste management. *Proc. MCPL 2004, 3rd IFAC Conf. on Management and Control of Production and Logistics*, Santiago (Chile), November 3-5 2004.



## **D.6    Modélisation de l'action au niveau opérationnel (cf. Act-SiM, §4.4)**

- Guerrin F., 2005. Simulation of action in production systems. *Proc. Modsim 2005, International Congress on Modelling and Simulation, Advances and application for management and decision-making*, Melbourne (Australia), 12-15 December 2005, pp. 210-216.